

# DepoTech 2012

**Abfallwirtschaft  
Abfalltechnik  
Deponietechnik und Altlasten**

**Tagungsband zur 11. DepoTech-Konferenz  
Leoben, 6. – 9. November 2012**

**Herausgeber:** Karl E. Lorber, Roland Pomberger,  
Josef Adam, Alexia Aldrian, Astrid Arnberger, Gernot Kreindl,  
Hannes Menapace, Renato Sarc und Therese Schwarz

# DepoTech 2012

**Abfallwirtschaft  
Abfalltechnik  
Deponietechnik und Altlasten**

Herausgeber

Karl E. Lorber, Roland Pomberger

Josef Adam, Alexia Aldrian, Astrid Arnberger, Gernot Kreindl,

Hannes Menapace, Renato Sarc, Therese Schwarz



**Eigenverlag**

Erfassung, Satz und Seitenlayout der einzelnen Manuskripte dieses Tagungsbands lagen in der Verantwortung der jeweiligen Autoren.

The texts of the various papers in this volume were set individually by typists under supervision of each of the authors concerned.



### **Eigenverlag**

© Copyright 2012 Montanuniversität Leoben,  
Institut für Nachhaltige Abfallwirtschaft und Entsorgungstechnik (IAE),  
Franz-Josef-Straße 18, A-8700 Leoben  
Phone: +43 (0)3842/402-5101, Telefax: +43 (0)3842/402-5102,  
E-Mail: [iae@unileoben.ac.at](mailto:iae@unileoben.ac.at), Internet: <http://iae.unileoben.ac.at/>

Printed in Austria: Bachernegg Druckerei GmbH, Werk-VI-Straße 31, A-8606 Kapfenberg, Oktober 2012.  
**ISBN: 978-3-200-02821-0**

Vervielfältigung und Verwendung der Texte und Bilder, auch auszugsweise, nur mit Genehmigung des IAE-Institutes.

# Inhalt

Vorwort des Bundesministers K. Töchterle .....	5
Vorwort des Bundesministers N. Berlakovich .....	6
Vorwort des Sektionschefs C. Holzer .....	7
Vorwort des Landeshauptmanns F. Voves .....	8
Vorwort des Landesrates J. Seitingner .....	9
Vorwort des Rektors W. Eichlseder .....	10
Vorwort des ISWA-Präsidenten R. Kronberger .....	11
Vorwort des VÖEB-Präsidenten R. Gruber .....	12
Vorwort des ÖWAV-Geschäftsführers M. Assmann .....	13
Editorial Prof. K. E. Lorber .....	14
Ehrenschutz .....	17
Ehrungen.....	18
Organisation & Redaktion .....	19
Internationales Organisationskomitee .....	20
Ausstellerliste.....	21
Sponsorenliste .....	22
Inhaltsverzeichnis.....	25
Plenarvorträge .....	49
Vorträge.....	81
Poster .....	617
English Abstracts .....	779
Autorenverzeichnis.....	923
Sachregister .....	927



**Vorwort**  
**Herr Bundesminister o.Univ.-Prof. Dr. Karlheinz Töchterle**  
**Bundesministerium für Wissenschaft und Forschung**



Sehr geehrte Teilnehmerinnen und Teilnehmer,

die DepoTech hat sich in der Zeit ihres Bestehens zu einer der größten Abfallwirtschaftstagungen im deutschsprachigen Raum entwickelt. Auch in diesem Jahr werden wieder zahlreiche ExpertInnen und Interessierte erwartet, die sich im Rahmen der Tagung auf den letzten Stand des Wissens bringen und zugleich die Möglichkeit des persönlichen Austausches nützen.

Die Auseinandersetzung mit diesem wirtschaftlich wie auch ökologisch besonders relevanten Thema erfordert Wissen auf dem letzten Stand – sowohl in der Praxis wie auch in der Theorie. Dabei ist vor allem die Verzahnung zwischen Wissenschaft und Forschung und der Umsetzung von deren Erkenntnissen in moderne Lösungen ein wesentliches Kriterium. Aus dem Zusammenspiel der verschiedenen Akteure entstehen nicht nur innovative Ansätze, sondern es wächst auch ein gemeinsames und ganzheitliches Verständnis für einen Themenbereich, der sowohl von großen Chancen als auch Herausforderungen gekennzeichnet ist. Besonders aus diesem Blickwinkel erlangt die DepoTech zusätzlich Bedeutung und trägt maßgeblich zu Weiterentwicklung, Verantwortungsbewusstsein und nachhaltigem Handeln bei. Dieses ist vor allem in den vergangenen Jahren immer mehr zu einem Stärkefeld der österreichischen Wissenschaft und Forschung geworden. Die Interaktion mit Umsetzer/innen in Unternehmen und Praxis fördert diese Exzellenz und wird durch den internationalen Diskurs weiter bereichert.

In diesem Sinne darf ich allen Teilnehmerinnen und Teilnehmern an der DepoTech einen gewinnbringenden und erkenntnisreichen Besuch wünschen und mich bei den Verantwortlichen der Montanuniversität Leoben herzlich für das Engagement und die Durchführung dieser erfolgreichen und inspirierenden Tagung bedanken.

Mit herzlichen Grüßen

A handwritten signature in blue ink, appearing to read 'Töchterle'. The signature is fluid and cursive, with a long horizontal stroke at the end.

o.Univ.-Prof. Dr. Karlheinz Töchterle  
Bundesminister für Wissenschaft und Forschung



**Vorwort**  
**Herr Bundesminister DI Niki Berlakovich**

**Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt  
und Wasserwirtschaft**

**Österreichs Abfallwirtschaft ist vorbildlich unterwegs**

Aktuelle Vergleiche zeigen, dass die österreichische Abfallwirtschaft international im absoluten Spitzenfeld rangiert. Kommunale Abfallwirtschaftsverbände, innovative Unternehmen und praxisnahe Forschungseinrichtungen setzen einen modernen Rechtsrahmen um, der sich an den hohen Ansprüchen der EU orientiert.

Dass sich diese Anstrengungen bezahlt machen, beweist auch die jüngste Studie der EU-Kommission. In 16 von 18 abfallwirtschaftlichen Kategorien erreichte Österreich die höchste Punktezahl und ist damit klar auf Platz 1.

Unser Land hat einen hohen Standard in der Abfallvermeidung, in der Wiedernutzung und in der nachhaltigen Bewirtschaftung von Abfällen. Die Kette reicht von einer engmaschigen Wertstoffsammlung bis zur Verwertung in Anlagen auf höchstem technischem Niveau. So werden Primärrohstoffe verantwortungsvoll eingesetzt, Ressourcen geschont und Emissionen reduziert. Mit diesen Bemühungen hat die heimische Abfallwirtschaft auch ihre Hausaufgaben in Sachen Klimaschutz erfüllt.

Unterschätzt wird, dass die Abfallwirtschaft auch eine wichtige Rolle bei der Flächennutzung spielt. Die Sanierung von ehemaligen Industriestandorten und Altdeponien macht es möglich, dass Brachflächen in neuer Form genutzt werden können. Maßnahmen zum Schutz des Grundwassers und gezieltes Flächenrecycling ergänzen die vielfältigen Facetten der Abfallwirtschaft, die auch zu einem bedeutenden Wirtschaftsmotor geworden ist. Mit rund 30.000 Beschäftigten und einem geschätzten Umsatz von etwa 5 Mrd. Euro pro Jahr ist sie eine wesentliche Säule der *Green Economy* in Österreich. Eine wachsende Herausforderung bildet die weltweit angespannte Rohstoffsituation. Verstärkte Anstrengungen beim Recycling können diesen Trend abschwächen. Immer bedeutender wird in diesem Zusammenhang die Rückgewinnung von Rohstoffen aus Deponien, alten Gebäuden und anderen städtischen Strukturen. Darin liegt auch Potenzial für mehr *Green jobs*.

Wirtschaft und Forschung stützen sich seit über zwei Jahrzehnten auf die DepoTech als abfallwirtschaftliche Kommunikationsplattform. Auch das Programm der heurigen DepoTech verspricht einen angeregten Austausch von Wissenschaft und Praxis. In diesem Zusammenhang bedanke ich mich bei der Montanuniversität Leoben für die tatkräftigen Bemühungen bei der Verbindung von Wirtschaftsfachleuten und der engagierten Nachwuchsförderung.

Ich wünsche der DepoTech 2012 einen fruchtbringenden Verlauf und einen kräftigen Wiederhall in der Fachwelt.

DI Niki Berlakovich

Bundesminister für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft

**Vorwort**  
**Herr Sektionschef DI Christian Holzer**  
**Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft,**  
**Umwelt und Wasserwirtschaft**



Sehr geehrte Damen und Herren!

Mit der DepoTech verfügt die Österreichische Abfallwirtschaft seit mehr als zwei Jahrzehnten über eine exzellente Schnittstelle zwischen Wissenschaft, Wirtschaft und Behörden. Der anhaltende Zuspruch aus Forschung und Praxis belegt eindrucksvoll die Brisanz der aufgegriffenen Themenkreise sowie die Aktualität der dazu aufgezeigten Fragen, Lösungsansätze und Impulse.

Die mit der Wirtschaftskrise einhergehenden Herausforderungen für den Abfallbereich konnten im Zusammenspiel der betroffenen Stakeholder bislang recht gut gemeistert werden, wobei die zugegeben anspruchsvollen rechtlichen Vorgaben für die bis über die Grenzen hinaus durchschlagende Qualität der Österreichischen Abfallwirtschaft mit verantwortlich zeichnen. Wie im Spitzensport können nachhaltige Erfolge aber nur durch laufende Anstrengungen erreicht werden. Daher gilt es nicht nur das Erreichte zu sichern sondern den Dialog mit allen Entscheidungsträgern weiter zu führen und gemeinsam die positive Entwicklung der Abfallwirtschaft weiter zu gestalten bzw. voranzutreiben.

Die DepoTech als breit angesiedeltes Expertenforum ist Bühne und Garant zugleich für einen fruchtbaren Wissensaustausch, mannigfaltige Denkanstöße, das Offenlegen von Problemfeldern und möglichen Lösungsansätzen in Vollzug und Praxis sowie das Heranführen bzw. die Begeisterung der Jugend für die Bewältigung der kommenden Herausforderungen.

In diesem Sinne wünsche ich der DepoTech 2012 ein gutes Gelingen auf allen Ebenen.

Mit freundlichen Grüßen und einem herzlichen Glück Auf



Sektionschef DI Christian Holzer





**Vorwort**  
**Herr Landeshauptmann Mag. Franz Voves**  
**Steiermärkische Landesregierung**

Alle zwei Jahre treffen sich Expertinnen und Experten aus Wissenschaft, Technik und Wirtschaft auf Einladung des Instituts für Nachhaltige Abfallwirtschaft und Entsorgungstechnik (IAE) an der Montanuniversität in Leoben. Dabei lockt die Abfallwirtschaftstagung DepoTech 2012 hunderte Teilnehmerinnen und Teilnehmer aus ganz Europa und Übersee zu Vorträgen mit den Schwerpunktthemen Abfallwirtschaft, Abfall- und Deponietechnik sowie Altlasten. Eine Posterpräsentation, eine Fachausstellung sowie drei Exkursionen begleiten diese insgesamt bereits elfte Tagung in der alten Bergstadt.

Studentinnen und Studenten aus vielen Ländern werden in Leoben in einem anwendungsorientierten Studium spezifisch für den Umweltschutz in der Industrie ausgebildet. Mit anderen einschlägigen Forschungseinrichtungen, Behörden und vielen auswärtigen Universitäten werden in diesem Bereich gemeinsame Forschungs- und Entwicklungsprojekte auch umgesetzt – zum Vorteil von Wissenschaft und Wirtschaft und vor allem der Umwelt wird hier eine ausgewogene Mischung aus Theorie und Praxis angeboten.

Dem Vorstand des Instituts für Nachhaltige Abfallwirtschaft und Entsorgungstechnik, o.Univ.Prof. DI Dr.techn. Karl E. Lorber als Leiter dieser wichtigen Umwelttagung, die mittlerweile eine der größten einschlägigen Tagungen im deutschen Sprachraum geworden ist, und seinen Mitarbeiterinnen und Mitarbeitern möchte ich für die Ausrichtung einer derartigen internationalen Veranstaltung sehr danken. Alle Teilnehmerinnen und Teilnehmer an der DepoTech 2012 begrüße ich sehr herzlich in der Steiermark, dem „grünen Herzen“ Österreichs, und wünsche reiche persönliche und fachliche Erkenntnisse sowie einen schönen Aufenthalt mit einem steirischen „Glück auf!“

Mag. Franz Voves  
Landeshauptmann der Steiermark

**Vorwort**  
**Herr Landesrat Johann Seitinger**  
**Steiermärkische Landesregierung**



Die DepoTech ist eine echte steirische Erfolgsgeschichte: Die unter dieser Bezeichnung laufende Veranstaltung des Instituts für Nachhaltige Abfallwirtschaft und Entsorgungstechnik (IAE) der Montanuniversität Leoben ist mittlerweile weit mehr als Österreichs größte Abfallwirtschaftstagung.

Auch im heurigen Jahr werden wieder mehr als 400 Tagungsteilnehmer erwartet, nationale und internationale Vertreter aus Wissenschaft, Technik und Wirtschaft, die sich in der Montanstadt Leoben zur Diskussion über aktuelle abfallwirtschaftliche und technische Themen treffen - wohl der beste Beleg für die Qualität und das hohe Niveau dieser Tagung.

Eine wichtige Rolle in diesem Zusammenhang spielt aus meiner Sicht die Tatsache, dass die Steiermark generell in Sachen nachhaltiger Abfallwirtschaft mit großer Glaubwürdigkeit aufwarten kann. Unser Land zählt diesbezüglich zweifelsfrei international zu den ganz großen Vorbildern. Dafür gilt mein Dank allen Beteiligten aus Wirtschaft, Wissenschaft und Verwaltung, ohne deren gutes Zusammenspiel dieses vorbildliche Niveau niemals erreicht werden hätte können.

Neben der fundierten wissenschaftlichen und technischen Qualität haben wir auch vorbildliche Bürgerinnen und Bürger im Land: In der Steiermark werden rund 70 % des Gesamtabfalls (pro Kopf sind dies in unserem Land rund 430 kg pro Jahr) ordnungsgemäß getrennt und gesammelt. Im Bundesländervergleich liegt die Steiermark innerhalb von Österreich gemeinsam mit Vorarlberg an der Spitze.

Wir dürfen uns aber auf diesen Lorbeeren nicht ausruhen und sollten den Schwung der letzten Jahre nutzen, um noch besser zu werden. Ich bin zuversichtlich, dass auch diesmal wieder im Rahmen der DepoTech neue Ansätze und Entwicklungen ausgearbeitet werden, die wir dann gut umsetzen und verwirklichen können und wollen.

Ich gratuliere jedenfalls den Veranstaltern zum Ausrichten dieser hochkarätigen Veranstaltung und wünsche allen Besucherinnen und Besuchern der DepoTech viele neue Impulse und Erkenntnisse!



Landesrat Johann Seitinger  
Steiermärkische Landesregierung



**Vorwort**  
**Herr Univ.-Prof. DI Dr. Wilfried Eichlseder**  
**Rektor der Montanuniversität Leoben**

Als Rektor der Montanuniversität Leoben freut es mich ganz besonders, dass sich die DepoTech in den vergangenen Jahren zu einer der größten Abfallwirtschaftstagungen im deutschsprachigen Raum entwickelt hat. Gerade der Umgang mit jenen Dingen, welche die Gesellschaft des 21. Jahrhunderts als sogenannten „Abfall“ hinterlässt, ist für die Industrieländer der westlichen Welt ein enorm wichtiger, finden sich doch in fast allen Reststoffen wertvolle Rohstoffe, die es zurückzugewinnen gilt, um die Abhängigkeit von den Rohstoffmärkten abzufedern. Andererseits müssen all jene Komponenten, die nicht in den Stoffflusskreislauf zurückgeführt werden können, möglichst umwelt-schonend entsorgt und/oder deponiert werden.

Die Montanuniversität hat ihr Lehr- und Forschungsportfolio in den vergangenen Jahren kontinuierlich weiterentwickelt. Zu den ursprünglich vorhandenen Studienrichtungen, die entlang der Wertschöpfungskette orientiert sind, gesellte sich neben dem Industriellen Umweltschutz und der Industrielogistik nunmehr auch noch der Fachbereich der Industriellen Energietechnik.

Wie wichtig und richtig diese zukunftsorientierte Erweiterung des Angebotes war, dokumentiert sich nicht zuletzt sehr eindrucksvoll durch den Erfolg der DepoTech.

Ich wünsche Ihnen interessante Fachvorträge, erbauliche Diskussionen und einen angenehmen Aufenthalt in Leoben.

Glückauf !

A handwritten signature in blue ink, consisting of a stylized 'W' followed by a series of loops and a long horizontal stroke.

Univ.-Prof. DI Dr. Wilfried Eichlseder

**Vorwort**  
**Herr DI Rainer Kronberger**  
**Präsident ISWA Austria**



Die DepoTech hat sich in den letzten Jahren zur bedeutendsten Fachkonferenz im Bereich der Abfallwirtschaft in Österreich entwickelt. Heuer erstreckt sich die DepoTech erstmals über vier Veranstaltungstage mit mehr als 100 Vorträgen! Die DepoTech zählt damit zu jenen Konferenzen, die aufgrund der Breite und der Aktualität der angesprochenen Themen von einer Vielzahl an Branchenvertretern aus den unterschiedlichsten Bereichen (Wissenschaft, Wirtschaft, Industrie, Behörden, etc.) sehr gerne besucht wird.

Die DepoTech zeichnet sich aber nicht nur mit äußerst qualitätvollen Vorträgen, sondern auch als einer der Branchentreffpunkte der Österreichischen Abfallwirtschaft aus.

Gerade als ISWA Austria ist dieser Aspekt des Zusammenkommens, der Interaktion, des „Netzwerkens“ von ganz besonderer Bedeutung. Der Zweck der ISWA besteht unter anderem darin, dass Vertreter aus unterschiedlichen Bereichen der Abfallwirtschaft miteinander in Kontakt treten und bleiben. Ziel ist es, gemeinsam die Abfallwirtschaft in einem weltweiten Kontext weiterzuentwickeln. Veranstaltungen wie die DepoTech leisten dafür einen wesentlichen Beitrag!

Im Namen der ISWA Austria möchte ich mich auch wieder sehr herzlich für die Möglichkeit bedanken, das ISWA Austria Stipendium im feierlichen Rahmen der DepoTech verleihen zu können.

Das ISWA Austria Stipendium zeichnet die Erstellung einer ausgezeichneten wissenschaftlichen Arbeit im Bereich der Abfallwirtschaft aus. Es ist mir daher eine besondere Freude, dass diese Auszeichnung auf universitärem Boden im Zuge der DepoTech vergeben werden kann!

Ich darf einen erfolgreichen Verlauf der Veranstaltung wünschen!

Mit freundlichen Grüßen und „Glück Auf“

A handwritten signature in black ink, appearing to read 'Rainer Kronberger'. The signature is stylized and cursive.

DI Rainer Kronberger  
Präsident ISWA Austria



## Vorwort Herr Dr. Robert Gruber

Präsident vom Verband Österreichischer Entsorgungsbetriebe  
(VÖEB)

Sehr geehrte Damen und Herren!  
Geschätzte Tagungsgäste!

Die DepoTech findet heuer zum bereits elften Mal statt und hat sich in den vergangenen Jahren zur größten Enquete im Bereich Abfallwirtschaft in Österreich entwickelt. Das ist beachtlich und erfreulich zugleich, zeigt es doch den Stellenwert der Thematik und das große Interesse daran, nicht nur im eigenen Land, sondern über die Grenzen hinaus. Und es verdeutlicht noch etwas auf wunderbare Weise: die traditionell konstruktive Zusammenarbeit zwischen der Entsorgungsbranche und den Universitäten als Repräsentant von Wissenschaft und Forschung. Und hier natürlich besonders der Montanuniversität Leoben mit ihrem Institut für Nachhaltige Abfallwirtschaft und Entsorgungstechnik (IAE), das sich über viele Jahre hinweg eine ausgezeichnete Reputation erarbeiten konnte.

Auch 2012 stehen als Schwerpunkte Abfall- und Deponietechnik, Altlasten und Abfallwirtschaft auf dem Tagungsprogramm. Wenn man Richtung erfolgreiche Zukunft blickt, dann kommt man an den neuesten Erkenntnissen aus Wissenschaft und Forschung nicht vorbei, bereichert mit den Erfahrungen jener Unternehmen, die in der Entsorgungsbranche aktiv tätig sind. Denn sie sind es, die Entwicklungen mittragen und Maßnahmen in die Tat umsetzen. Wie kaum eine andere Branche durchläuft die Abfallwirtschaft einen rasanten Wandel – vom Müllkutscher hin zum Ressourcenmanager, vom Abfall zum Wertstoff – könnte man es definieren. Da, wo wir heute stehen, als Kernakteure einer Kreislaufwirtschaft, haben wir eine gute Ausgangsbasis nachhaltige Akzente in der Umweltpolitik – mit internationalem Radius zu setzen. Permanenter Know-how-Transfer zwischen allen Akteuren ermöglicht ein rasches Reagieren auf Veränderungen zugunsten des gesamten Wirtschaftsstandortes Österreich – wir realisieren gemeinsam eine Wertstoff-Ökonomie und gestalten die Rahmenbedingungen auf nationaler wie internationaler Ebene mit. Denn nur wenn die vorliegenden Gesetze es zulassen, kann sich die Branche weiterentwickeln, konkurrenzfähig bleiben – für den Bürger und für die Umwelt. Eine nachhaltige Senkung der Bürokratiekosten ist dazu unabdingbar, um bewegungsfähig zu bleiben, muss der Verwaltungsaufwand möglichst gering gehalten werden. So sind es neueste Technologien einerseits, intensive Vernetzung und Zusammenarbeit andererseits und die entsprechenden gesetzlichen Rahmenbedingungen, die die Abfallwirtschaft künftig prägen werden.

Ich freue mich auf spannende Diskussionen, neueste Erkenntnisse und interessante Begegnungen unter mehr als 400 TeilnehmerInnen. Dem Veranstalter möchte ich meinen Dank aussprechen und darf gutes Gelingen für die DepoTech 2012 wünschen.

Ein herzliches Glück Auf!

Dr. Robert Gruber  
VÖEB-Präsident

## Vorwort Herr DI Manfred Assmann

Geschäftsführer Österreichischer Wasser- und Abfallwirtschaftsverband (ÖWAV)



Das BMLFUW schrieb im letzten Jahr den Bundesabfallwirtschaftsplan bereits zum sechsten Mal fort. Neben dem Abfallvermeidungsprogramm, welches Maßnahmenbündel zur praktischen Umsetzung der Abfallvermeidung und dem Re-Use in Österreich anführt, umfasst der BAWP 2011 dabei erstmals auch ein Kapitel zur Strategie der österreichischen Abfallwirtschaft. Basierend auf den Prinzipien des Abfallwirtschaftsgesetzes, dem Vorsorgeprinzip und der Nachhaltigkeit, werden die Themen behandelt, die die österreichische Abfallwirtschaft in den kommenden Jahren vor große Herausforderungen stellen werden.

So müssen in Anlehnung an den seitens des BMLFUW Anfang 2012 veröffentlichten „Ressourceneffizienz-Aktionsplan“ zum gezielten Aufbau einer modernen Recyclinggesellschaft unterschiedliche Maßnahmen zur Erhöhung der Recyclingquoten, vor allem von kritischen Materialien, und der Nutzung anthropogener Lagerstätten gesetzt werden. Dabei gilt es, in den kommenden Jahren die bestehenden Schutz- und Ressourcenziele der österreichischen Abfallwirtschaft abzuwägen und mögliche Widersprüche aufzuzeigen. Zudem ist es notwendig, die Rolle der Schutzziele im Hinblick auf volkswirtschaftliche Vorgaben in der Abfallwirtschaft klar zu positionieren.

Mit Einführung der „neuen“ Abfallhierarchie wurden Anfang 2011 auch die Grundsätze der österreichischen Abfallwirtschaft neu definiert. Diese neuen Grundsätze müssen in den kommenden Jahren mit Leben erfüllt werden und es müssen Spielregeln für deren Anwendung in der Praxis geschaffen werden. So sollten u. a. die Rolle der energetischen Verwertung und Wiederverwendung definiert und klare Vorgaben für das Re-Use entwickelt werden. Weiters gilt es, die Struktur der Zuständigkeiten zu diskutieren und technologische Aspekte für kommende Strategien zu berücksichtigen.

Der ÖWAV hat in Zusammenarbeit mit dem BMLFUW einen ExpertInnenkreis eingerichtet, in welchem Überlegungen für zukünftige Schwerpunkte und Ziele der österreichischen Abfallwirtschaft formuliert werden sollen. In diesem Rahmen sollen Instrumente und Kennzahlen zur Prüfung der Effektivität von Maßnahmen und deren Zielerreichung erarbeitet und eine legitistische Optimierung abfallwirtschaftlicher Vorgänge und Kompetenzstrukturen erreicht werden.

Um die erforderlichen Entwicklungsschritte einzuleiten und den hohen Standard der Abfallwirtschaft in Österreich weiter zu optimieren, braucht es einen offenen Dialog unter Einbeziehung aller beteiligten Kräfte. Die DepoTech bietet dabei nicht nur die Gelegenheit, Informationen aus erster Hand zu erhalten, sondern diesen Diskussionsprozess auch aktiv mitzugestalten.

A handwritten signature in black ink, appearing to be 'M. Assmann', written in a cursive style.

DI Manfred Assmann  
Geschäftsführer ÖWAV



## Editorial

Herr O.Univ.Prof. DI Dr.techn. Karl E. Lorber

Montanuniversität Leoben

Institut für Nachhaltige Abfallwirtschaft und Entsorgungstechnik

Es findet derzeit kaum eine anspruchsvolle Abfallwirtschaftstagung statt, bei der nicht über Zukunftsentwicklungen, Erwartungen und Prognosen diskutiert wird. Gewiss ist, dass jedes unserer Produkte irgendwann einmal das Ende der Funktionsfähigkeit erreicht, also obsolet wird und damit Abfall ist. So auch die berühmte magische Kugel der Wahrsager, mit deren Hilfe anscheinend auch wir Experten manchmal versuchen, einen Einblick/Ausblick auf das Kommende zu erlangen. Ingenieurwissenschaftler wählen dabei den Ansatz, über eine kritische IST-Analyse einen der Realität entsprechenden SOLL-Zustand zu definieren. An hehren Zielen und Grundsätzen sowie nachhaltigen Lösungsansätzen besteht dabei sicher kein Mangel, kritisch zu hinterfragen ist allerdings, ob all diese gutgemeinten Rezepte auch morgen noch praxistauglich sind.

Die EU-Waste Framework Directive 2008/98 EC gibt uns ja eine klare Strategie der „Abfall Hierarchie“ vor, aber wie gehen wir heute damit um, und wie vor allem werden wir morgen damit zurechtkommen?

„*Abfallvermeidung*“ ist unbestritten eine schöne Idee, die im industriellen Bereich auch gut funktioniert, da damit unter anderem finanzielle Einsparungen erzielt werden können. Nicht erfolgreich umsetzen lässt sich (bisher) das Prinzip Vermeidung im privaten Bereich, da es letztendlich mit Konsumverzicht verbunden ist, aber dies wird weder vom Konsumenten, noch einer umsatzorientierten Marktwirtschaft akzeptiert. (Erschreckend dabei und einfach schlimm ist auch die Menge von 40 kg/EW·a an original verpackten Lebensmitteln, die bei uns mit dem Hausmüll „entsorgt“ werden (<http://www.wau.boku.ac.at/10270.html>). Sicherlich eine Folge der aggressiven Verkaufsstrategie: „Nimm 2, zahl für 1“.

„*Vorbereitung zur Wiederverwendung*“ (Re-Use) setzt einen Markt für zwar funktionsfähige, aber leider nicht immer der letzten Mode entsprechende Produkte voraus. Vor allem am „high-tech“ Sektor, wo jedes Jahr eine neue, „coole“ Produktgeneration vermarktet wird, ist für Ladenhüter kein Platz. Zudem gibt's auch Probleme mit der Garantie wiederverwendeter „Secondhand Geräte“.

„*Stoffliches Recycling*“ bzw. „*Kreislaufwirtschaft*“ hingegen versprechen auch in Zukunft erfolgreiche Strategien zu sein, insbesondere vor dem Hintergrund des sich immer stärker abzeichnenden globalen Mangels an bestimmten Rohstoffen. Dabei ist allerdings die geforderte hohe Qualität der Sekundärstoffe/-produkte von entscheidender Bedeutung, wobei hohe Anforderungen an die Abfallaufbereitungstechnik zu stellen sind.

Es war und ist auch eine richtige Entscheidung, die „*Energetische Verwertung*“ eine Hierarchiestufe darunter anzusiedeln, da es ökologisch und – langfristig gesehen – auch ökonomisch nur Sinn macht, jene Abfälle zu verbrennen, die stofflich nicht zu verwerten sind. Für Bioabfälle gilt (vor allem aus Gründen einer besseren Energiebilanz) die Reihenfolge: anaerobe Verfahren (Vergärung) vor aeroben Verfahren (Kompostieren). Unrealistisch sind Erwartungen, mit Hilfe der

Abfallwirtschaft das Energieproblem eines Landes lösen zu wollen, da deren potentieller Beitrag (ca. 5 %) einfach zu gering ist.

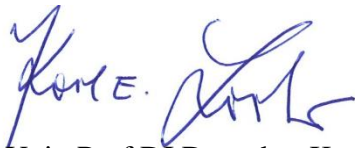
Wir sind jetzt auf der untersten Strategie Stufe unserer „Abfall Hierarchie“ angekommen und stellen dabei fest, dass nach Durchlaufen der darüber liegenden vier Stufen immer noch ca. 5 % – 10 % „Unverwertbares“ übrig bleibt. Also Ziel verfehlt? Nein, gar nicht: „Zero Waste“ ist kein brauchbares Konzept bzw. keine anzustrebende Lösung, da dabei unerwünschte, persistente (Schad)stoffe im Kreislauf verbleiben und so die Qualität von Sekundärstoffen/-produkten entscheidend verschlechtern. Und damit hat auch in Zukunft die

*Deponie als Endlager und letzte Hierarchiestufe* der Abfallwirtschaft nach wie vor ihre Existenzberechtigung.

Mit den zukünftigen Produkten der sich weiter entwickelnden Märkte entstehen ständig neuartige Abfälle („Future Waste“) und damit neue Aufgaben der Abfallwirtschaft, wobei vor allem die Aufbereitung von Abfällen aus komplexen modernen Verbundwerkstoffen und die Rückgewinnung von sehr geringen Mengen an Mangel-Rohstoffen wie z.B. Seltenen Erden (REE) eine Herausforderung an die Aufbereitungstechnik darstellt, die eine fachgebietsübergreifende, interdisziplinäre Zusammenarbeit erfordert. Einen Denkanstoß dazu soll auch die DepoTech 2012 leisten.

Das Schöne an der ABFALLWIRTSCHAFT als Wissensgebiet ist doch, dass trotz der in den zurückliegenden Jahren in der Praxis erzielten Fortschritte und Erfolge die Themen nicht ausgehen. Und so erwarten wir auch 2012 wieder anregende Diskussionen mit Kollegen aus Wissenschaft, Technik, Wirtschaft & Behörden, wobei wir als Veranstalter bemüht sein werden, mit unserem Tagungsprogramm den erforderlichen Rahmen zu schaffen. Aber damit unsere DepoTech erfolgreich wird, brauchen wir Ihre aktive Teilnahme, wozu wir Sie herzlich einladen.

Glück Auf



o.Univ.Prof.DI Dr.techn. Karl E. Lorber





## Ehrenschutz

Bundesminister Karlheinz TÖCHTERLE  
Bundesministerium für Wissenschaft und Forschung

Bundesminister Niki BERLAKOVICH  
Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft

Sektionschef Christian HOLZER  
Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft  
Sektion Stoffstromwirtschaft, Abfallmanagement und stoffbezogener Umweltschutz

Landeshauptmann Franz VOVES  
Steiermärkische Landesregierung

Landeshauptmannstellvertreter Hermann SCHÜTZENHÖFER  
Steiermärkische Landesregierung

Landesrat Johann SEITINGER  
Steiermärkische Landesregierung

Hofrat Wilhelm HIMMEL  
Steiermärkische Landesregierung

Bürgermeister Matthias KONRAD  
Stadtgemeinde Leoben

Rektor Wilfried EICHLSEDER  
Montanuniversität Leoben

Präsident Rainer KRONBERGER  
ISWA – International Solid Waste Association Austria

Generalsekretärin Nadine DE GREEF  
FEAD – European Federation of Waste Management and Environmental Services

Präsident Robert GRUBER  
VÖEB – Verband Österreichischer Entsorgungsbetriebe

Geschäftsführer Manfred ASSMANN  
ÖWAV – Österreichischer Wasser- und Abfallwirtschaftsverband

Geschäftsführer Bernhard PUTTINGER  
Eco World Styria

## Ehrungen

Aufgrund ihrer Verdienste um die Umwelttechnik/Abfallwirtschaft in Wissenschaft und Praxis und ihrer langjährigen aktiven Mitarbeit an der DepoTech ehren und danken wir folgenden Persönlichkeiten aus Österreich und Deutschland:

### **Univ.Prof. i.R. DI Dr.techn. Werner Wruss**

Herr Univ.Prof. Wruss, geboren am 01.01.1941 in Wien, studierte Technische Chemie an der damaligen TH Wien und begann seine bemerkenswerte berufliche Karriere bei Prof. Dr. R. Kieffer am Institut für chemische Technologie anorganischer Stoffe, wo er sich vor allem auf keramische Werkstoffe spezialisierte. Seit 1985 a.o. Prof. an der TU Wien, übernahm Werner Wruss 1998 bis 2001 den Vorstand seines Institutes und begann eine enge Zusammenarbeit mit der Montanuniversität Leoben. Unser Laureat gehört zu den allerersten Pionieren der österreichischen Abfallwirtschaft und Altlastensanierung und ist Mitglied des wissenschaftlichen Rates des Umweltministeriums (BML-FUW). Als Geschäftsführer und Hauptgesellschafter der ESW Consulting Wruss ZT GmbH besitzt Univ.Prof. Wruss darüber hinaus langjährige Praxiserfahrungen, die ihn zu einem wertvollen Ratgeber und hochgeschätzten Mitglied unseres Internationalen Organisationskomitees der DepoTech machen.

### **Univ.Prof. i.R. Dr.-Ing. Dr. hc. Bernd Bilitewski**

Herr Univ.Prof. Bilitewski, geboren am 01.09.1946, hat an der TU Berlin Wirtschaftsingenieur (Fachrichtung Chemische Verfahrenstechnik) studiert und bei Herrn Univ.Prof. Dr.-Ing. Dr. hc. K.J. Thomé-Kozmiensky am Institut für Technischen Umweltschutz, Fachgebiet Abfallwirtschaft promoviert. Von 1994 – 2011 war Bernd Bilitewski ordentlicher Professor für Abfallwirtschaft an der TU Dresden am Institut für Abfallwirtschaft und Altlasten. Unser geschätzter Kollege hat eine sehr reiche Auslandserfahrung als Gastprofessor und selbstständiger beratender Ingenieur (INTECUS GmbH Berlin) und ist international als Mitbegründer der modernen Abfallwirtschaft bekannt und als Gastvortragender (invited lecturer) bei Kongressen sehr begehrt. Als Mitglied des Organisationskomitees und als langjähriger Vortragender der DepoTech bringt er internationales Flair nach Leoben.

### **Hofrat DI Dr.techn. Wilhelm Himmel**

Herr Hofrat Dr. Himmel, Jahrgang 1954, hat an der TU Graz Technische Chemie studiert und 1984 auf dem Gebiet Biogasgewinnung promoviert. Er trat 1985 in den Landesdienst ein und ist seit 2002 Leiter der Fachabteilung 14 – Referat Abfallwirtschaft und Nachhaltigkeit sowie Nachhaltigkeitskoordinator des Landes Steiermark. Herr Hofrat Dr. Himmel ist weit über die Grenzen unseres Bundeslandes hinaus als Stratege und Vordenker der modernen Stofffluss & Ressourcenwirtschaft bekannt, Träger mehrerer Auszeichnungen (u.a. Österreichischer Amtsmanager 2002, Umweltsteirer 2005 und PHÖNIX Preisträger) sowie seit bereits 10 Jahren hochgeschätzter Univ.Lektor für Abfallwirtschaft an der Montanuniversität Leoben. Als Vortragender, Ratgeber, Mitglied des Internationalen Organisationskomitees und als Förderer ist er ganz wesentlich an unserer DepoTech beteiligt.

## **Organisation**

Institut für Nachhaltige Abfallwirtschaft und Entsorgungstechnik (IAE)  
der Montanuniversität Leoben  
Karl E. Lorber  
Roland Pomberger  
Tanja Trieb

## **Redaktion**

Karl E. Lorber  
Roland Pomberger  
Bettina Hirska

Franz-Josef-Straße 18, A-8700 Leoben, Österreich  
Tel.: +43 (0) 3842/402-5101, Fax: +43 (0) 3842/402-5102  
E-Mail: info@depotech.at

## **Kooperationspartner**

ASK – Access to Sustainable Knowledge  
ECO WORLD STYRIA Umwelttechnik Cluster GmbH  
IFAT Entsorga  
ISWA – International Solid Waste Association  
ÖWAV – Österreichischer Wasser- und Abfallwirtschaftsverband  
Save the Planet  
Umweltjournal  
V.EFB – Verein zur Verleihung des Zertifikates eines Entsorgungsfachbetriebes  
Via Expo  
VÖEB – Verband Österreichischer Entsorgungsbetriebe  
ZGOS

## Internationales Organisationskomitee

Helmut Antrekowitsch, Montanuniversität Leoben, Österreich  
Manfred Assmann, Österreichischer Wasser- und Abfallwirtschaftsverband, Österreich  
Alberto Bezama, Helmholtz Zentrum für Umweltforschung (UFZ), Deutschland  
Bernd Bilitewski, selbstständiger beratender Ingenieur, INTECUS GmbH, Deutschland.  
Anke Bockreis, Universität Innsbruck, Österreich  
Heinz Brandl, Österreichischer Ingenieur- & Architekten-Verein, Österreich  
Paul Hans Brunner, Technische Universität Wien, Österreich  
Alfons Buekens, Freie Universität Brüssel, Belgien  
Raeto M. Conrad, Konsulent für Wasser + Boden, Schweiz  
Martin Eisenberger, Umweltrechtsconsulting, Österreich  
Martin Faulstich, Sachverständigenrat für Umweltfragen, Deutschland  
Johann Fellner, Technische Universität Wien, Österreich  
Sabine Flamme, Fachhochschule Münster, Deutschland  
Stefan Gäth, Justus-Liebig-Universität Giessen, Deutschland  
Evangelos Gidaracos, Technical University of Crete, Griechenland  
Robert Gruber, AVE Österreich GmbH, Österreich  
Albert Hackl, Österreich  
Stefan Herzer, Verband Österreichischer Entsorgungsbetriebe, Österreich  
Wilhelm Himmel, Amt der Steiermärkischen Landesregierung, Österreich  
Peter Hodecek, Österreich  
Christian Holzer, Bundesministerium für Land- & Forstwirtschaft, Umwelt & Wasserwirtschaft, Österreich  
Martin Kranert, Universität Stuttgart, Deutschland  
Alfred Krenn, Stadtamt Leoben, Österreich  
Daisy Kroker, Verband Österreichischer Entsorgungsbetriebe, Österreich  
Rainer Kronberger, ISWA Austria, Österreich  
Peter Lechner, Universität für Bodenkultur Wien, Österreich  
Markus Lehner, Montanuniversität Leoben, Österreich  
Karl E. Lorber, Montanuniversität Leoben, Österreich  
Rodrigo Navia, University of La Frontera, Chile  
Michael Nelles, Universität Rostock, Deutschland  
Roland Pomberger, Montanuniversität Leoben, Österreich  
Arne Ragoßnig, Fachhochschulstudiengänge Burgenland GmbH, Österreich  
Harald Raupenstrauch, Montanuniversität Leoben, Österreich  
Helmut Rechberger, Technische Universität Wien, Österreich  
Gerhard Rettenberger, Fachhochschule Trier, Deutschland  
Vera S. Rotter, Technische Universität Berlin, Deutschland  
Christoph Scharff, Altstoff Recycling Austria AG, Österreich  
Helmut Stadler, Österreich  
Christian Stiglitz, Österreich  
Karl Thomé-Kozmiensky, vivis CONSULT GmbH, Deutschland  
Gerhard Vogel, Wirtschaftsuniversität Wien, Österreich  
Martin Wellacher, Komptech GmbH, Österreich  
Werner Wruss, ESW Consulting Wruss ZT GmbH, Österreich  
Friedrich Wurst, FTU Forschungsgesellschaft Technischer Umweltschutz GmbH, Österreich  
Michael Zorzi, Bundesaltlastensanierungsgesellschaft m.b.H., Österreich

## Ausstellerliste

GWU Geologie-Wasser-Umwelt GmbH  
Bayerhamerstraße 57, A-5020 Salzburg  
Dr. Hartwig Kraiger, <http://www.gwu.at/>

HUESKER Synthetic GmbH  
Fabrikstraße 13-15, D-48712 Gescher  
Bettina Thesing, <http://www.huesker.com/>

KMG Pipe Technologies GmbH / Rabmer Bau  
Gruppe  
Jakob-Oswald-Straße 21, D-92289 Ursensollen  
Renate Donhauser, <http://www.kmg.de/>;  
[www.rabmer.com](http://www.rabmer.com)

Institut für Nachhaltige Abfallwirtschaft und  
Entsorgungstechnik (IAE),  
Montanuniversität Leoben  
Franz-Josef-Straße 18, A-8700 Leoben  
Tanja Trieb, <http://iae.unileoben.ac.at/>

One Seven of Germany GmbH  
Rudolf-Breitscheid-Straße 78,  
D-14943 Luckenwalde  
Rainer Wadlinger, <http://www.oneseven.de/>

PORR Umwelttechnik GmbH  
Absberggasse 47, A-1100 Wien  
DI Harald Baburek MBA, <http://www.put.at/>

STEINERT Elektromagnetbau GmbH  
Widdersdorfer Straße 329-331, D-50933 Köln  
Melanie Retzmann, <http://www.steinert.de/>

*(Stand per 08.10.2012)*

## Ausstellerorganisation

KOOP Live-Marketing GmbH & Co KG  
Kontaktperson: Markus Zisser  
Engerthstraße 169/12, A-1020 Wien  
Tel.: +43 (0) 676/88890150  
Fax: +43 (0) 1/8901600-121  
Homepage: [www.koop.at](http://www.koop.at)

# Sponsorenliste

## *Hauptsponsoren*

ARA Altstoff Recycling Austria AG

AVE Österreich GmbH

Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft  
(BMLFUW)

Ecorec Österreich GmbH

Steiermärkische Landesregierung - A 14

## *Sponsoren*

Gemeindebetrieb Frohnleiten

LOACKER Recycling GmbH

PORR Umwelttechnik GmbH

Saubermacher Dienstleistungs AG

Stadtgemeinde Leoben

*(Stand per 08.10.2012)*



# ÖSTERREICH IST EUROPAMEISTER



615.000 t  
**CO<sub>2</sub>**  
 GESPART MIT DEM  
 ARA SYSTEM

## Führend in der Abfallwirtschaft

In der aktuellen Studie der EU-Kommission zur Abfallwirtschaft liegt Österreich – gemeinsam mit den Niederlanden – auf Platz 1. Bestnoten erhielt Österreich für Sammlung und Recycling. Dieser Erfolg ist nicht zuletzt das Ergebnis langjähriger und guter Zusammenarbeit der ARA mit Städten, Gemeinden, Abfallwirtschaftsverbänden und privaten Entsorgern. Danke schön!

Kommen Sie zur Siegerehrung mit Robert Palfrader – täglich beim ARA Stand auf der DepoTech.

[www.ara.at](http://www.ara.at)

 [facebook.com/ARA.recycling](https://facebook.com/ARA.recycling)

**SO MACHT RECYCLING SINN.**

**ARA**   
 Altstoff Recycling Austria







# AVE – Die Nummer 1 beim Abfall.

Know-how aus Österreich für Österreich.

Die AVE Gruppe - eine 100% Tochter der Energie AG Oberösterreich - ist Österreichs führendes Abfallwirtschaftsunternehmen. Eigene Aufbereitungs- und Verwertungsanlagen, sowie ein dichtes Standortnetzwerk in Österreich garantieren unseren Kunden hohe Entsorgungssicherheit und kurze Wege für die Abfälle. Abfälle, die in Österreich entstehen, werden auch in Österreich aufbereitet, wiederverwertet oder in den thermischen Anlagen in Wels und Lenzing in Energie umgewandelt. Aus Verpackungsmaterialien wird damit etwa Energie für die Region.

# Inhaltsverzeichnis Tagungsprogramm

## PLENARVORTRÄGE

Perspektiven der Energiewende .....	49
<i>S. Egner, W. Krätschmer &amp; M. Faulstich</i>	
Zur Zukunft der (österreichischen) Abfallwirtschaft .....	57
<i>C. Holzer</i>	
Recycling und Verbrennung – Zwei Seiten der Medaille .....	59
<i>K.J. Thomé-Kozmiensky</i>	
The Application of Ultrasonic Waves for Enhanced Oil & Gas Production.....	67
<i>H. Hofstätter, H. Kunanz &amp; H. Müller</i>	
Waste Intelligence – die Potenziale der Ressource Abfall.....	73
<i>H. Burger</i>	

## ABFALLWIRTSCHAFT

### Rechtliche Aspekte

Der Entsorgungsfachbetrieb im österreichischen Rechtsgefüge .....	81
<i>H. Stadler</i>	
Quo vadis Legal Compliance .....	85
<i>R. Piller &amp; R. Payrhuber</i>	
Verwendung von Tunnelausbruchmaterial – Entscheidungsgrundlagen .....	89
<i>D. Resch &amp; R. Galler</i>	

### Bewertungsmethoden

Exergiebilanz der stofflichen & energetischen Abfallverwertung: Fallbeispiele.....	95
<i>C. Jungmeier, R. Pomberger &amp; G. Schmidt</i>	
Vergleich etablierter Softwareprogramme zur Ökobilanzierung .....	101
<i>C. Gallien</i>	
CO <sub>2</sub> - und Energiebilanz verschiedener Verfahren der Bioabfallverwertung.....	107
<i>W. Müller, A. Bockreis &amp; M. Ortner</i>	
Das neue umweltökonomische Bewertungsinstrument für die Altlastensanierung .....	113
<i>M. Ortman, G. Döberl &amp; W. Frühwirth</i>	

## **Internationale Abfallwirtschaft**

- Abfallwirtschaft in der VR China – aktuelle Entwicklungen und Herausforderungen ..... 119  
*M. Nelles, T. Dorn & K. Wu*
- Public-Private-Partnership (PPP)-Modelle in Zentral- und Osteuropa ..... 123  
*P. Hodecek*
- Abfallbehandlung in Jordanien mit dem Fokus der Energiegewinnung ..... 127  
*A. Bockreis, I. Schneider, M. Albanna*

## **Abfallökonomie**

- Abfallwirtschaft 2030 – vier Szenarien und ihre Nutzung ..... 133  
*S. Kreibe, T. Pitschke, M. Schneider & O. Bischlager*
- Einflussfaktoren und Modellierung des Rohstoffsystems Kupfer ..... 139  
*I. Gröticke & S. Gäth*
- Ist die Abfallwirtschaft (noch) am Ende? ..... 145  
*H. Klampfl-Pernold, G. Schmidt & M. Heigl*

## **Wertstoffpotentiale**

- Gewerbepellet aus Waldrestholzunterkorn und anderen holzigen Abfallprodukten ..... 151  
*M. Wellacher*
- Prozesseffizienz bei der Sortierung von Wertstoffgemischen ..... 157  
*T. Pretz, A. Feil, N. Schmalbein & N. Bauerschlag*
- Möglichkeiten zur Optimierung der Erfassung von Wertstoffen in Bayern ..... 163  
*C. Daehn*

## **Lebensmittel im Abfall**

- Aufkommen von Lebensmittelabfällen in Deutschland ..... 169  
*F. Schneider, S. Lebersorger, S. Scherhauser, J. Barabosz, G. Hafner & M. Kranert*
- Lebensmittel als Abfall aus Produktion/Verarbeitung/Konsum ..... 175  
*M. Merstallinger & W. Hauer*
- Lebensmittel in Hausmüll – Mengen, Indikatoren und ökonomische Relevanz ..... 181  
*F. Vaak & S. Gäth*

## **Abfalllogistik**

- Hol- und Bringsysteme für Leichtverpackungen: Kosten, Umwelt und Akzeptanz ..... 185  
*T. Pitschke, M. Kroban & M. Schneider*

Sensordatenbasierte Tourenoptimierung in der Entsorgungslogistik..... 191  
*S. Stummer, G. Kiechle, K.-M. Edlinger & G. Schweiger*

Interkommunale Zusammenarbeit bei der Sammlung von Siedlungsabfällen..... 197  
*A. Krenn*

## **Kreislaufwirtschaft**

Raw Material Index (RMI) – Ein Index zur Bewertung des Rohstoffinventars von  
Produkten ..... 201  
*S. Gäth*

Das Verwertungsparadoxon: Die neue Komplexität in der Abfallwirtschaft ..... 205  
*U. Gelbmann*

Re-Use versus Recycling: ausgewählte ökobilanzielle Vergleiche..... 211  
*G. Obersteiner, S. Scherhauser & A. Pertl*

Ressourceneffizienz in der Behandlung von Metallspänen und Schleifschlämmen ..... 217  
*F. Neubacher, G. Kurz & M. Ritter*

## **Sicherheitstechnik**

Untersuchungen zur Oxidationskinetik von Werkstattabfällen im  
Differentialkreislaufreaktor..... 223  
*H. Kern & H. Raupenstrauch*

Bestimmung der Explosionsfähigkeit von Stäuben aus Abfallbehandlungsanlagen..... 229  
*K. Held, C. Kerschbaumer, C. Spijker, H. Kern & H. Raupenstrauch*

Safety-Management in produktionsnahen Bereichen..... 235  
*W.E. Schroeder*

Risikoanalyse bei der Synthese nanoskalierter Partikel mittels Ultraschallsprühpyrolyse ..... 239  
*S. Stopic, A. Schwinger, J. Bogovic, M. Spinnraker & B. Friedrich*

## **ABFALLTECHNIK**

### **Elektroaltgeräte**

Zerlegung von Flachbildschirmen mittels Lasertechnik ..... 243  
*S. Flamme, G. Walter & K. Eckstein*

Untersuchungen zum Erweiterungspotential einer EAG-Aufbereitungsanlage..... 249  
*A. Curtis, H. Schwarz, A. Schmid, S. Lukas & G. Kreindl*

Abschätzung der Materialfrachten in WEEE mittels Demontageanalysen..... 257  
*M. Dos Santos, M. Weinlich, T. Leitner & M. Spitzbart*

## Recycling I

RecoPhos and Other Thermo-Chemical Processes for the Recovery of Phosphorus from Sewage Sludge .....	263
<i>M. Rapf &amp; H. Raupenstrauch</i>	
Das Projekt RecoPhos im Rahmen der Phosphor-Rückgewinnungsstrategien .....	269
<i>F. Naji, C. Cimatoribus &amp; M. Kranert</i>	
Processing and Recycling of Cuttings from Well Bores .....	275
<i>S. Wölfel &amp; A. Schmid</i>	
Ergebnisse aus dem Forschungsprojekt "Verwendung von Tunnelausbruch" .....	279
<i>R. Galler &amp; D. Resch</i>	

## Ersatzbrennstoffe

CO <sub>2</sub> -Grenzvermeidungskosten alternativer Brennstoffe in der Zementindustrie.....	283
<i>A.M. Ragoßnig, R. Plank &amp; C. Ehrenberg</i>	
Mitverbrennung von EBS aus gemischten Siedlungsabfällen in Kohlekraftwerken .....	289
<i>S. Thiel</i>	
Einfluss von Calciumspezies auf Korrosion und Verschmutzung in MVA und EBS-Kraftwerken.....	295
<i>W. Spiegel, G. Magel &amp; W. Müller</i>	

## Abfallverbrennung

High-Efficiency Waste-to-Energy: Concepts and Operational Experience in Amsterdam .....	303
<i>M.A.J. van Berlo, P. Simoes &amp; H.de Waart</i>	
Die Kombination von energetischer Abfallverwertung und Sonnenenergie – Lösungen für die nachhaltige Energieversorgung .....	309
<i>V. Martin &amp; S. Pomp</i>	
Wassereindüsung in Müllverbrennungsanlagen.....	315
<i>A. Freimund &amp; G. Madlsperger</i>	

## Mechanische/Biologische Behandlung

Kohlenstoffsенke MBA-Deponie – Auswertung von Langzeitinkubationsversuchen.....	319
<i>E. Binner, K. Böhm &amp; P. Lechner</i>	
Klimarelevanz der Abluftreinigung bei der Mechanisch-Biologischen Abfallbehandlung (MBA) – Projekt KAMBA.....	325
<i>C. Neubauer &amp; C. Lampert</i>	
Ergebnisse von Abluftmessungen an mechanischen Abfallbehandlungsanlagen .....	329
<i>K. Harather</i>	

## **Gefährliche Abfälle**

- Inactive Asbestos Mine as a Disposal Site for Asbestos Waste ..... 333  
*E. Gidakos & K. Anastasiadou*
- Verfahren zu Chemikalienabbau und Sterilisation infektiöser Abwässer ..... 339  
*R. Sarc, K.E. Lorber, S. Gesslbauer & H. Katschnig & G. Staber*
- Treatment and Disposal of NORM-Contaminated Oil Field Waste ..... 345  
*R.B. Richter*

## **Recycling II**

- Neuer Ansatz für stoffliches Recycling von Altreifengummi ..... 353  
*A. Witschnigg, S. Laske & C. Holzer*
- Biokunststoffverpackungen im Umfeld der heimischen Abfallwirtschaft ..... 359  
*G. Kreindl*
- Gewinnung eines Entstickungsmittels aus Gärresten von Biogasanlagen ..... 367  
*M. Ellersdorfer*

## **Recycling III**

- Konzepte zur Gewinnung von Seltenen Erden aus Leuchtstoffen ..... 373  
*A. Poscher, S. Luidold & H. Antrekowitsch*
- Recycling von Lithium Ionen Batterien aus EVs & HEVs ..... 379  
*A. Arnberger, K.-H. Gresslehner, R. Pomberger & A. Curtis*
- Aktuelle Entwicklungen und Optimierungspotentiale in der Altautoverwertung ..... 385  
*W. Kletzmayr & M. Gratz*
- Rückgewinnung von Nebenmetallen aus EAG am Beispiel Festplatten aus PCs ..... 391  
*M. Ueberschaar & V.S. Rotter*

## **Spezielle Behandlungsverfahren**

- Zerkleinerung von sekundären Rohstoffen mit optimiertem Energieeinsatz ..... 399  
*A. Schmid, H. Flachberger & F. Duspiva*
- Innovative Abfallbehandlung von Gasentladungslampen und Flachbildschirmen ..... 405  
*A. Grinschgl, E. Tenta & B. Pramreiter*
- Konfektionierung und Vergasung unterschiedlicher Ersatzbrennstoffqualitäten ..... 409  
*M. Sommer, M. Kleinhapfl & A.M. Ragoßnig*
- Mikrobielle Karbonisierung – Eine Alternative zur Kompostierung ..... 415  
*C.-R. Wonschik, A. Heilmann & W. Witte*

## DEPONIETECHNIK UND ALTLASTEN

### Innovative Verfahren

- Altspeiseöl zur Verfügbarkeitssteigerung von Teerölkontaminanten in Industrieböden ..... 421  
*K.E. Scherr, M. Sumetzberger-Hasinger & A.P. Loibner*
- Betriebserfahrungen mit einem Funnel & Gate-System mit Bioreaktor ..... 427  
*C. Weingran*
- Sanierung saurer Seen und schadstoffhaltiger Schlämme mittels CO<sub>2</sub>-Injektion ..... 433  
*E. Beitinger, V. Preuß, J. Thomas & H. Großkinsky*
- Nutzung von Laborversuchen für die In-situ-Grundwassersanierung..... 437  
*D. Poetke, J. Großmann & C. Nitsche*

### Schadstoffverhalten & -transport

- NA-Screening: Der Nachweis von Natural Attenuation im Grundwasserabstrom von Abfallablagerungen ..... 443  
*S. Kühn, T. Struppe & C. Charlé*
- Bilanzierung von Schadstoffausträgen im Untergrund ..... 447  
*A. Schönberg, H. Raupenstrauch, M. Zorzi, J. Czeziel, M. Haslehner, D. Adam & R. Markiewicz*
- Protocol and Lab Measurements Supporting the Design of a New PRB Approach ..... 453  
*T. Madarász, P. Szűcs & I. Gombkötő*
- Neues Verfahren für die Phasenerkundung im Altlastenbereich ..... 457  
*C. Nitsche, J. Großmann & P. Buckup*

### Modellierung & Risikoanalyse

- depSIM: numerische 3D-Simulation – neue Potentiale für alte Deponien ..... 463  
*S. Schmuck, R. Widmann & T. Ricken*
- Sicherheitsanalyse von Endlagern, befüllt mit atomaren und anderen Abfällen..... 469  
*K. Finsterwalder*
- Toxikologische Tests zur Risikominimierung bei Altlastensanierungsverfahren..... 475  
*K.W. Wruss, O. Mann, P. Schöberl, K.E. Lorber, W. Bursch, K.E. Scherr & A.P. Loibner*

### Fallbeispiele Altlastensanierung

- Sanierung Deponie Bonfol: Technisch und organisatorisch eine Herausforderung..... 481  
*A. Aeby*
- Feldversuch eines innovativen In-situ-Sanierungsverfahrens für Chromat ..... 487  
*P. Müller*

Erfolgreiche In-Situ-Sanierung eines Dieselschadens durch Bodenbelüftung.....	493
<i>H. Kraiger &amp; H. Zehentner</i>	

### **Wasserhaushalt & Deponieentwässerung**

Wasserhaushaltsschicht als Oberflächenabdeckung der Deponie Siggerwiesen .....	497
<i>R. Prantl &amp; V. Brandner</i>	

Adäquate Reinigung und Überwachung von Deponieentwässerungssystemen .....	503
<i>W. Edenberger &amp; J. Kässinger</i>	

Erfassung und Sanierung von Schäden in Deponieentwässerungsleitungen .....	509
<i>D. Löwe</i>	

### **Deponiegas**

Erhöhung der Gasausbeute durch Verbesserung der Gaserfassung und Stabilisierung .....	515
<i>G. Rettenberger</i>	

Beurteilung der Funktionsfähigkeit von Methanoxidationsschichten .....	519
<i>A. Seyfert</i>	

Deponiegasnutzung in der Schwachgasphase am Beispiel von Mikrogasturbinen.....	527
<i>C. Bröcker &amp; F. Hübl</i>	

### **Deponienachsorge**

Methoden und Projekte zur Deponiebelüftung im internationalen Vergleich.....	533
<i>M. Ritzkowski</i>	

Ableitung standortspezifischer Nachsorgeentlassungskriterien: Fallstudien .....	539
<i>D. Laner &amp; J. Fellner</i>	

Umwelttechnische Voraussetzungen für Baulandwidmung von Altablagerungen .....	545
<i>E. Huter</i>	

### **Deponietechnik & -betrieb**

„Alte Lasten – Neue Energien“: Machbarkeitsstudien zur Errichtung von Photovoltaikanlagen auf Deponien .....	549
<i>T. Hauck &amp; E. Haubrich</i>	

Gleichwertigkeitsnachweise für geosynthetische Produkte nach DVO 2008 .....	555
<i>O. Syllwasschy</i>	

Erosionsprobleme beim Bau von Abdichtungs- und Rekultivierungsschichten .....	561
<i>U. Sehrbrock</i>	



Annahmeverfahren der Deponie-Verordnung 2008 – Erfahrungen und Anpassung ..... 569  
*R. Starke*

### **Landfill Mining**

Landfill Mining – ein Beitrag der Abfallwirtschaft für die Ressourcensicherung ..... 575  
*K. Fricke, K. Münnich, C. Heußner, S. Wanka, G. Rettenberger, M. Krüger, B. Schulte*

Deponierückbau in der Steiermark..... 585  
*J. Mitterwallner, W. Himmel, R. Pomberger & R. Sarc*

Deponierückbau – Ressourcenpotential, Klimarelevanz und Wirtschaftlichkeit..... 589  
*T. Weißenbach*

Landfill Mining – Bewertung unter Berücksichtigung bergbaulicher Methoden ..... 593  
*I. Hölzle*

### **Extrasession**

Re-Use von Lithium-Ionen-Zellen und -Modulen aus Elektrofahrzeug-Batterien ..... 599  
*H. Weiss & A. Arnberger*

Kombiniertes Verfahren zur Reinigung von KW`s (VOC) in Großshredderanlagen  
(Erfahrungsberichte aus der Praxis) ..... 603  
*M. Ortner & A. Burghardt*

„Smart Energy from Waste“: Trennen – Recyclen – Thermisch Verwerten ..... 611  
*D. Sohm & M. Haselgrübler*

## POSTERPRÄSENTATIONEN

### ABFALLWIRTSCHAFT

Die Gründung einer Organisation für ungarische Gebrauchtwaresammler – ISHS.....	617
<i>E. Schmied, S. Scherhauser &amp; G. Obersteiner</i>	
Neues Behältersystem zur gesetzeskonformen Sammlung von Bildschirmgeräten.....	619
<i>R. Brüning, D. Schöps, M. Diepolder &amp; B. Cebulla</i>	
Rohstoffe für den Wirtschaftsstandort Bayern – Eine Ressourcenstrategie.....	623
<i>M. Franke, S. Pfeifer, M. Mocker &amp; M. Faulstich</i>	
MVA – Erneuerung und „Retrofit“ in Deutschland, Österreich und der Schweiz.....	627
<i>D. Briese &amp; H. Westholm</i>	
Überlegungen zum Ende der Abfalleigenschaft bei werthaltigen Rückständen .....	631
<i>T. Rogusch-Sießmayr</i>	
Einfluss von Verpackungen bei der Bestimmung von Lebensmittelabfällen .....	633
<i>S. Lebersorger &amp; F. Schneider</i>	
Vergleich der CCU Verfahren am Beispiel der österreichischen Industrie .....	637
<i>V. Theodoridou &amp; C. Niederseer</i>	
Trockene Granulation von Hochofenschlacke zur Wärmerückgewinnung.....	641
<i>M. Kofler, K. Doschek &amp; H. Raupenstrauch</i>	
Restmüll-/Wertstoffaufkommen aus Haushalten ganzheitlich betrachtet .....	645
<i>H. Riedel &amp; C. Marb</i>	
LCA of Municipal Solid Waste Management in the City of Irkutsk (Siberia).....	649
<i>O. Ulanova &amp; A. Tulokhonova</i>	
Wertstoffe im Restabfall – Ist eine zusätzliche Wertstofftonne sinnvoll? .....	653
<i>J. Schneider &amp; F. Tokarski</i>	
Urban Mining, Ökobilanz von Recycling Baustoffen.....	657
<i>W. Neumann &amp; M. Götze</i>	
Einfluss der sozialen Bedingungen auf den spezifischen Müllanfall in Chile .....	661
<i>R. Navia, C. Bornhardt, S. Salvo, C. Albers &amp; R. Moldenhauer</i>	
Anmerkungen zur Anwendung der BVT-Dokumente bei der Abfallverbrennung .....	663
<i>U. Richers</i>	
Produktumweltdeklarationen für komplexe elektronische Geräte .....	669
<i>B. Berninger</i>	
Altpapierkreisläufe sichern – ein Kooperationsprojekt.....	673
<i>S. Kreibe, M. Schneider &amp; M. Bokelmann</i>	

Re-Use Netzwerke setzen „Vorbereitung zur Wiederverwendung“ um .....	677
<i>M. Meissner, C. Pladerer, G. Bernhofer &amp; M. Neitsch</i>	
Achieving Legislation Targets, as a Guide to National SWM Planning: the Case of Romania .....	681
<i>T. Lolos</i>	
Umsetzung der EAG-Richtlinie in Europa und Österreich – Ein Überblick.....	685
<i>T. Schwarz &amp; R. Pomberger</i>	
Examples of Inventive Approaches in Hazardous Waste Treatment in Bulgaria .....	687
<i>R. Anguelova</i>	

## **ABFALLTECHNIK**

Licensation of a RDF-CHP Plant for Power and Process Steam Generation.....	691
<i>C. Weiler &amp; V. Grotefeld</i>	
Klimagasmonitoring mit innovativer Fernmessmethode .....	695
<i>M. Hrad, M. Huber-Humer &amp; M. Piringner</i>	
Behandlungsoptionen einer MBA-Schwerfraktion – ökonomischer und ökologischer Vergleich.....	699
<i>M. Meirhofer, M. Sommer, D. Rixrath &amp; A. Ragobnig</i>	
Verwertung von Schlacken aus dem Recycling metallurgischer Rückstände.....	703
<i>C. Pichler</i>	
Das RecoDust-Verfahren zur Aufarbeitung von Stahlwerkstäuben.....	707
<i>N. Delfs, B. Geier &amp; H. Raupenstrauch</i>	
Stand der Technik von CP-Anlagen.....	711
<i>H. Menapace, P. Seppeler jun. &amp; A. Kofler</i>	
Flexible Möglichkeiten zur getrennten Verwertung von Bio- und Restabfall .....	715
<i>G. Müller &amp; A. Warnstedt</i>	
Vom Abfall zum Rohstoff – Saubermacher Forschungsanlage .....	719
<i>A. Curtis</i>	
Aufbereitungstechnische Untersuchungen an einer EAG-Aufbereitungsanlage.....	723
<i>H. Schwarz, H. Flachberger, A. Schmid &amp; A. Curtis</i>	
Stoffstromanalyse einer Elektroaltgeräte – Behandlungsanlage .....	727
<i>S. Lukas, G. Kreindl, K.E. Lorber &amp; A. Curtis</i>	
Quality Assurance of Solid Recovered Fuel (SRF) in Austria.....	731
<i>A. Aldrian, R. Sarc &amp; K.E. Lorber</i>	

## DEPONIETECHNIK UND ALTLASTEN

Sorption Behavior of Uranium in Soils.....	735
<i>S. Setzer &amp; S. Gäth</i>	
The Influence of Yatağan Power Plant Ashes on the Properties of Nearby Soils.....	737
<i>E.B. Özkaraova Güngör</i>	
Innovative Design of Landfills.....	741
<i>G. Varga, D. Kárpáti &amp; T. Huszák</i>	
Sorptionsversuche mit Monochlorbenzol.....	745
<i>C. Felten &amp; S. Gäth</i>	
Mineral Species in Acid Mine Drainage of the Elatsite Mining Area, Bulgaria.....	747
<i>R. Atanassova &amp; A. Benderev</i>	
Landfill mining – Goldgruben am Stadtrand?.....	751
<i>J. Nispel &amp; S. Gäth</i>	
Accelerated Investigation of Media Impact on Polyethylene Geomembranes .....	755
<i>A. Redhead, A. Frank &amp; G. Pinter</i>	
The influence of Meteorological Parameters on the Leachate Flow in a Landfill .....	757
<i>O. Konrad, F. Bastiani &amp; A. Bezama</i>	
Material Stocks and Flows from Demolition of a Historical Company Site.....	761
<i>C. Wiesenmaier, L. Schebek &amp; M. Löhr</i>	
Einsatzes von gereiftem Nassbaggertgut als Rekultivierungssubstrat .....	763
<i>G. Morscheck, M. Nelles &amp; M. Henneberg</i>	
Ultrasound-Assisted Extraction Method for PCBs Analysis in Soils via GC-ECD.....	767
<i>A. Bezama, A. Flores, E. Pereira, V. Hernández, R. Quiroz &amp; H. Moya</i>	
In-Situ-Belüftung einer Altablagerung – eine profunde Analyse.....	771
<i>C. Brandstätter, J. Fellner &amp; R. Prantl</i>	
Verbesserte Verfahren zur Sanierung von kontaminierten Böden .....	775
<i>L. Draganov &amp; P. Pavlov</i>	



## English Abstracts

### PLENARY SESSION

Perspectives of the Energy Turnaround .....	779
<i>S. Egner, W. Krätschmer &amp; M. Faulstich</i>	
The Future of (the Austrian) Waste Management.....	780
<i>C. Holzer</i>	
Recycling and Incineration – Two Sides of the Same Coin.....	781
<i>K.J. Thomé-Kozmiensky</i>	
The Application of Ultrasonic Waves for Enhanced Oil & Gas Production.....	782
<i>H. Hofstätter, H. Kunanz &amp; H. Müller</i>	
Waste Intelligence – the Potential of Waste as a Resource.....	783
<i>H. Burger</i>	

### WASTE MANAGEMENT

#### Legal Aspects

The Specialised Certified Waste Management Companies in the Austrian Legal Framework .....	784
<i>H. Stadler</i>	
Quo vadis Legal Compliance .....	785
<i>R. Piller &amp; R. Payrhuber</i>	
Boundary Conditions for the Use of Tunnel Excavation Material.....	786
<i>D. Resch &amp; R. Galler</i>	

#### Sorting & Treatment Technology

Exergy Balance of Material Recycling and Energy Generation of Waste Materials: Case Studies .....	787
<i>C. Jungmeier, R. Pomberger &amp; G. Schmidt</i>	
Analysis of Well-Established Life Cycle Assessment Software Tools.....	788
<i>C. Gallien</i>	
Carbon Footprint and Energy Balance of Different Methods in the Treatment of Biodegradable Waste .....	789
<i>W. Müller, A. Bockreis &amp; M. Ortner</i>	
Austria's New Assessment Method for Remediation Options.....	790
<i>M. Ortman, G. Döberl &amp; W. Frühwirth</i>	

## **International Waste Management**

Waste Management in China – Development and Challenges .....	791
<i>M. Nelles, T. Dorn &amp; K. Wu</i>	
PPPs in Central and Eastern Europe .....	792
<i>P. Hodecek</i>	
Waste Treatment in Jordan with Focus on Energy Production .....	793
<i>A. Bockreis, I. Schneider, M. Albanna</i>	

## **Waste Economy**

Waste Management 2030 – Four Scenarios and How to Use Them.....	794
<i>S. Kreibe, T. Pitschke, M. Schneider &amp; O. Bischlager</i>	
Treats and Modeling the Copper System .....	795
<i>I. Gröticke &amp; S. Gäth</i>	
Is Waste Management (still) at the End? .....	796
<i>H. Klampfl-Pernold, G. Schmidt &amp; M. Heigl</i>	

## **Ressource Potential**

Industrial Pellet from Logging Residues and Other Woody Waste Products .....	797
<i>M. Wellacher</i>	
Process Efficiency in the Sorting of Solid Waste Materials .....	798
<i>T. Pretz, A. Feil, N. Schmalbein &amp; N. Bauerschlag</i>	
Options to Optimize the Collection of Recyclable Fractions in Bavaria .....	799
<i>C. Daehn</i>	

## **Food Waste**

Food Waste Generation in Germany .....	800
<i>F. Schneider, S. Lebersorger, S. Scherhauser, J. Barabosz, G. Hafner &amp; M. Kranert</i>	
Food Waste from Production, Distribution and Consumption.....	801
<i>M. Merstallinger &amp; W. Hauer</i>	
Food in Household Waste – Amounts, Indicators and Economic Relevance .....	802
<i>F. Vaak &amp; S. Gäth</i>	

## Waste Logistics

- Strategies for Collecting Lightweight Packaging Waste from Households: Environmental Impact, Cost and Acceptance ..... 803  
*T. Pitschke, M. Kroban & M. Schneider*
- Sensor-Data Based Tour Optimization for Waste Disposal ..... 804  
*S. Stummer, G. Kiechle, K.-M. Edlinger & G. Schweiger*
- Intermunicipal Cooperation for Waste Disposal ..... 805  
*A. Krenn*

## Circuit Economy

- Raw Material Index (RMI) – An Index to Characterize the Content of Raw Materials in Different Products ..... 806  
*S. Gäth*
- The Recovery Paradox – New Complexity in Waste Management ..... 807  
*U. Gelbmann*
- Re-Use Versus Recycling: Selected Comparisons ..... 808  
*G. Obersteiner, S. Scherhauser & A. Pertl*
- Demonstration Project for Metal Shavings and Sludge Treatment ..... 809  
*F. Neubacher, G. Kurz & M. Ritter*

## Safety Technology

- Investigations on the Oxidation Kinetics of Garage Waste in a Differential Cycle Reactor .... 810  
*H. Kern & H. Raupenstrauch*
- Studies on the Explosion Behaviour of Dusts Occurring in Waste Treatment Facilities ..... 811  
*K. Held, C. Kerschbaumer, C. Spijker, H. Kern & H. Raupenstrauch*
- Safety Management in Operations and Production ..... 812  
*W.E. Schroeder*
- Risk Analysis During the Synthesis of Nanosized Particles by Ultrasonic Spray Pyrolysis .... 813  
*S. Stopic, A. Schwinger, J. Bogovic, M. Spinnraker & B. Friedrich*

## WASTE TECHNOLOGY

### WEEE

- Decomposition of Flat Display Panels by Use of Laser Technology ..... 814  
*S. Flamme, G. Walter & K. Eckstein*



Optimization possibilities at a current EAG-plant ..... 815  
*A. Curtis, H. Schwarz, A. Schmid, S. Lukas & G. Kreindl*

Estimating Material Composition of WEEE Streams ..... 816  
*M. Dos Santos, M. Weinlich, T. Leitner & M. Spitzbart*

## **Recycling I**

RecoPhos and Other Thermo-Chemical Processes for the Recovery of Phosphorus from  
Sewage Sludge ..... 817  
*M. Rapf & H. Raupenstrauch*

The project RecoPhos as part of Phosphorus-recovery strategies..... 818  
*F. Naji, C. Cimatoribus & M. Kranert*

Processing and Recycling of Cuttings from Well Bores ..... 819  
*S. Wölfel & A. Schmid*

Results of the research project “Recycling of tunnel excavation material” ..... 820  
*R. Galler & D. Resch*

## **Refused Derived Fuels**

CO<sub>2</sub>-Abatement Costs of Alternative Fuels in the Cement Industry ..... 821  
*A.M. Ragofnig, R. Plank & C. Ehrenberg*

Co-Combustion of SRF from Mixed Municipal Waste in Coal-Fired Power Plants ..... 822  
*S. Thiel*

Impact of Calcium Phases on Corrosion and Fouling in Waste-to-Energy Plants ..... 823  
*W. Spiegel, G. Magel & W. Müller*

## **Waste Incineration**

High-Efficiency Waste-to-Energy: Concepts and Operational Experience in Amsterdam ..... 824  
*M.A.J. van Berlo, P. Simoes & H.de Waart*

Combining WTE and Solar Power – New Solutions for Sustainable Energy Generation ..... 825  
*V. Martin & S. Pomp*

Water Injection into Waste to Energy Plant ..... 826  
*A. Freimund & G. Madlsperger*

## **Mechanical-Biological Treatment**

MBT-Landfill as Carbon Sink – Evaluation of Longterm Incubation Tests ..... 827  
*E. Binner, K. Böhm & P. Lechner*

Climate Relevance of Exhaust Air Treatment Systems of Mechanical-Biological Treatment Processes (MBT)..... 828  
*C. Neubauer & C. Lampert*

Results of Exhaust Air Measurements at Mechanical Waste Treatment Plants..... 829  
*K. Harather*

## **Hazardous Waste**

Inactive Asbestos Mine as a Disposal Site for Asbestos Waste..... 830  
*E. Gidakos & K. Anastasiadou*

Method for Degradation of Chemicals and Sterilization of Infectious Waste Water..... 831  
*R. Sarc, K.E. Lorber, S. Gesslbauer & H. Katschnig & G. Staber*

Treatment and Disposal of NORM-Contaminated Oil Field Waste ..... 832  
*R.B. Richter*

## **Recycling II**

New Investigations on the Recycling of Used Tire-Rubber..... 833  
*A. Witschnigg, S. Laske & C. Holzer*

Biopolymer Packaging in Connection with the Domestic Waste Management..... 834  
*G. Kreindl*

Recovery of Ammonia from Liquid Digestate for NO<sub>x</sub> Removal..... 835  
*M. Ellersdorfer*

## **Recycling III**

Concepts for the Extraction of Rare Earth Elements from Spent Phosphors ..... 836  
*A. Poscher, S. Luidold & H. Antrekowitsch*

Lithium Ion Battery recycling from EVs & HEVs..... 837  
*A. Arnberger, K.-H. Gresslehner, R. Pomberger & A. Curtis*

Development and Potential for Optimization in Recovery of End-of-Life Vehicles ..... 838  
*W. Kletzmayr & M. Gratz*

Recovery of Rare Earth Elements in Hard Disk Drives Out of Desktop Computers..... 839  
*M. Ueberschaar & V.S. Rotter*

## **Special Treatment Methods**

Cutting of Secondary Raw Materials with Optimized Energy Consumption ..... 840  
*A. Schmid, H. Flachberger & F. Duspiva*

Innovative Treatment of Gas Discharge Lamps and LCD Screens.....	841
<i>A. Grinschgl, E. Tenta &amp; B. Pramreiter</i>	
Processing and Gasification of Solid Recovered Fuels.....	842
<i>M. Sommer, M. Kleinhappl &amp; A.M. Ragoßnig</i>	
Microbial Carbonation – Alternative Technology to Composting.....	843
<i>C.-R. Wonschik, A. Heilmann &amp; W. Witte</i>	

## LANDFILL TECHNOLOGY AND SITE REMEDIATION

### Innovative Technologies

Waste Vegetable Oil Increases the Bioaccessibility of Tar Oil Contaminants in Soil.....	844
<i>K.E. Scherr, M. Sumetzberger-Hasinger &amp; A.P. Loibner</i>	
Operating Data of a Funnel & Gate-System with Bio Reactor .....	845
<i>C. Weingran</i>	
Remediation of Acidic Lakes and Contaminated Sludge by Injection of CO <sub>2</sub> .....	846
<i>E. Beitingler, V. Preuß, J. Thomas &amp; H. Großkinsky</i>	
Application of Laboratory Tests for In-Situ-Groundwater Remediation.....	847
<i>D. Poetke, J. Großmann &amp; C. Nitsche</i>	

### Behaviour & Transport of Contaminants

NA-Screening: The Proof of Natural Attenuation Downstream of Landfills .....	848
<i>S. Kühn, T. Struppe &amp; C. Charlé</i>	
Balancing of Pollutant Emissions in the Underground .....	849
<i>A. Schönberg, H. Raupenstrauch, M. Zorzi, J. Czeziel, M. Haslehner, D. Adam &amp; R. Markiewicz</i>	
Protocol and Lab Measurements Supporting the Design of a New PRB Approach .....	850
<i>T. Madarász, P. Szűcs &amp; I. Gombkötő</i>	
New Method for Phase Investigation on Abandoned Waste Sites .....	851
<i>C. Nitsche, J. Großmann &amp; P. Buckup</i>	

### Modelling & Risk Analysis

depSIM: Numerical 3D-Simulation and its Potential for Landfills.....	852
<i>S. Schmuck, R. Widmann &amp; T. Ricken</i>	
Safety Analysis of Permanent Repositories Filled with Nuclear and Other Waste.....	853
<i>K. Finsterwalder</i>	
Toxicological Tests for Minimizing Risks at Contaminated Sites during Clean Up .....	854
<i>K.W. Wruss, O. Mann, P. Schöberl, K.E. Lorber, W. Bursch, K.E. Scherr &amp; A.P. Loibner</i>	

## Case Studies Site Remediation

- Remediation of the Bonfol Landfill: an Organizational and Technical Challenge ..... 855  
*A. Aeby*
- Field Experiment of an Innovative In-situ Remediation Method for Chromate ..... 856  
*P. Müller*
- Successful In-Situ-Remediation of Diesel Spill with Bioventing ..... 857  
*H. Kraiger & H. Zehentner*

## Water Balance and Landfill Drainage

- Evapotranspiration Layer as a Top Cover for the Landfill “Siggerwiesen” ..... 858  
*R. Prantl & V. Brandner*
- Appropriate Maintenance and Monitoring of Landfill Drainage ..... 859  
*W. Edenberger & J. Kässinger*
- Identification and Remediation of Damages to Landfill Drainpipes..... 860  
*D. Löwe*

## Landfill Gas

- Improving the Gas Yield by Upgrading the Gas Collection System and Water Infiltration..... 861  
*G. Rettenberger*
- Evaluation of the Efficiency of Methane Oxidation Layers..... 862  
*A. Seyfert*
- Landfill Gas Utilization Using Micro Gas Turbines During after Care Period ..... 863  
*C. Bröcker & F. Hübl*

## Landfill Aftercare

- Overview of Methodologies and Projects for Landfill Aeration..... 864  
*M. Ritzkowski*
- Site-Specific Aftercare Completion Criteria: Case Studies ..... 865  
*D. Laner & J. Fellner*
- Environmental Assessment for Redeveloping Former Small Municipal Landfill Sites ..... 866  
*E. Huter*

## Landfill Technology & Operation

- „Brownfield Sites – New Energies“: Feasibility Studies Concerning the Construction of Solar Power Systems on Former Disposal Sites ..... 867  
*T. Hauck & E. Haubrich*
- Approval of Geosynthetics in Landfills acc. to DVO 2008 ..... 868  
*O. Syllwasschy*
- Acceptance Criteria of the Austrian Landfill Ordinance 2008 – Evaluation and Adjustment ..... 869  
*R. Starke*

## Landfill Mining

- Landfill Mining – a Contribution of Waste Management to the Conservation of Resources... 870  
*K. Fricke, K. Münnich, C. Heußner, S. Wanka, G. Rettenberger, M. Krüger & B. Schulte*
- Landfill Mining in the Province of Styria ..... 871  
*J. Mitterwallner, W. Himmel, R. Pomberger & R. Sarc*
- Landfill Deconstruction – Resource Potential, Climate Impact and Economic Analysis ..... 872  
*T. Weißenbach*
- Assessment of Landfill Mining under Consideration of Mining Methods..... 873  
*I. Hölzle*

## Extrasession

- Re-Use of Lithium-Ion-Cells and -Modules from Electric-Vehicle-Batteries ..... 874  
*H. Weiss & A. Arnberger*
- Combined Process for Cleaning Hydrocarbons (VOCs) in Shredder Plants ..... 875  
*M. Ortner & A. Burghardt*
- “Smart Energy from Waste”: The Mechanical – Thermal Waste Treatment Concept ..... 876  
*D. Sohm & M. Haselgrübler*

## POSTER PRESENTATION

### WASTE MANAGEMENT

Implementation of a Hungarian Organisation for Second-Hand Goods Collectors.....	877
<i>E. Schmied, S. Scherhauser &amp; G. Obersteiner</i>	
New Transportation and Collecting Box for Waste Monitors and Televisions .....	878
<i>R. Brüning, D. Schöps, M. Diepolder &amp; B. Cebulla</i>	
Raw Materials for Bavaria – a Resources Strategy .....	879
<i>M. Franke, S. Pfeifer, M. Mocker &amp; M. Faulstich</i>	
Retrofit and Maintenance of Waste Incineration Plants in Germany, Austria and Switzerland.....	880
<i>D. Briese &amp; H. Westholm</i>	
Reflections on an End-of-Waste Status of Valuable Residues.....	881
<i>T. Rogusch-Sießmayr</i>	
Composition Analyses of Food Waste – the Influence of Food Packaging .....	882
<i>S. Lebersorger &amp; F. Schneider</i>	
An Analysis of Carbon Utilisation Options in the Austrian Industry .....	883
<i>V. Theodoridou &amp; C. Niederseer</i>	
Dry Granulation of Blast Furnace Slag for Heat Recovery.....	884
<i>M. Kofler, K. Doschek &amp; H. Raupenstrauch</i>	
Household Waste Composition: Residual Waste vs. Separately Collected Recyclables .....	885
<i>H. Riedel &amp; C. Marb</i>	
LCA of Municipal Solid Waste Management in the City of Irkutsk (Siberia).....	886
<i>O. Ulanova &amp; A. Tulokhonova</i>	
Resources in Residual Waste – Does an Extra Recycling Bin Make Sense?.....	887
<i>J. Schneider &amp; F. Tokarski</i>	
URBAN MINING, Life-Cycle Balance of Recycled Products.....	888
<i>W. Neumann &amp; M. Götze</i>	
Influence of Social Conditions on the Generation Rate of Domestic Waste in Chile.....	889
<i>R. Navia, C. Bornhardt, S. Salvo, C. Albers &amp; R. Moldenhauer</i>	
Remarks Relating to the Application of BAT Documents for Waste Incineration .....	890
<i>U. Richers</i>	
Environmental Product Declarations for Complex Electronical Equipment .....	891
<i>B. Berninger</i>	
How to Secure Paper Recycling Loops – a Cooperation Project .....	892
<i>S. Kreibe, M. Schneider &amp; M. Bokelmann</i>	

Re-Use Networks Realize “Preparation for Reuse” .....	893
<i>M. Meissner, C. Pladerer, G. Bernhofer &amp; M. Neitsch</i>	
Achieving Legislation Targets, as a Guide to National SWM Planning: the Case of Romania .....	894
<i>T. Lolos</i>	
Implementation of WEEE in European and Austrian Law – an Overview.....	895
<i>T. Schwarz &amp; R. Pomberger</i>	
Examples of Inventive Approaches in Hazardous Waste Treatment in Bulgaria .....	896
<i>R. Anguelova</i>	

## WASTE TECHNOLOGY

Licensing of a RDF-CHP Plant for Power and Process Steam Generation.....	897
<i>C. Weiler &amp; V. Grotefeld</i>	
Monitoring of Greenhouse Gases Using an Optical Remote Sensing Technology.....	898
<i>M. Hrad, M. Huber-Humer &amp; M. Piringner</i>	
Processing Options for a Heavy Fraction from MB-Treatment: an Economical and Ecological Comparison .....	899
<i>M. Meirhofer, M. Sommer, D. Rixrath &amp; A. Ragobnig</i>	
Utilization of Slags from the Recycling of Metallurgical Residuals.....	900
<i>C. Pichler</i>	
RecoDust-Process for the Recycling of Steel Mill Dusts.....	901
<i>N. Delfs, B. Geier &amp; H. Raupenstrauch</i>	
State of the Art from Chemical-Physical Treatment Facilities for Fluid Hazardous Wastes Disposal.....	902
<i>H. Menapace, P. Seppel jun. &amp; A. Kofler</i>	
Flexible Management for Separate Treatment of Organic and Residual Waste .....	903
<i>G. Müller &amp; A. Warnstedt</i>	
From Waste to Resource – Saubermacher Research Facility.....	904
<i>A. Curtis</i>	
Processing Researches to Improve and Expand the Capabilities of a Plant for E-Devices.....	905
<i>H. Schwarz, H. Flachberger, A. Schmid &amp; A. Curtis</i>	
Input-Output Analysis of a WEEE Treatment Facility .....	906
<i>S. Lukas, G. Kreindl, K.E. Lorber &amp; A. Curtis</i>	
Quality Assurance of Solid Recovered Fuels (SRF) in Austria .....	907
<i>A. Aldrian, R. Sarc &amp; K.E. Lorber</i>	

## LANDFILL TECHNOLOGY AND SITE REMEDIATION

Sorption Behavior of Uranium in Soils.....	908
<i>S. Setzer &amp; S. Gäth</i>	
The Influence of Yatağan Power Plant Ashes on the Properties of Nearby Soils.....	909
<i>E.B. Özkaraova Güngör</i>	
Innovative Design of Landfills.....	910
<i>G. Varga, D. Kárpáti &amp; T. Huszák</i>	
Sorption Experiments with Monochlorobenzene.....	911
<i>C. Felten &amp; S. Gäth</i>	
Mineral Species in Acid Mine Drainage of the Elatsite Mining Area, Bulgaria.....	912
<i>R. Atanassova &amp; A. Benderev</i>	
Landfill Mining – Goldmines on the Outskirts? .....	913
<i>J. Nispel &amp; S. Gäth</i>	
Accelerated Investigation of Media Impact on Polyethylene Geomembranes .....	914
<i>A. Redhead, A. Frank &amp; G. Pinter</i>	
The influence of Meteorological Parameters on the Leachate Flow in a Landfill .....	915
<i>O. Konrad, F. Bastiani &amp; A. Bezama</i>	
Material Stocks and Flows from Demolition of a Historical Company Site.....	916
<i>C. Wiesenmaier, L. Schebek &amp; M. Löhr</i>	
Use of Ripened Dredged Material as Substrate for Landfill Recultivation.....	917
<i>G. Morscheck, M. Nelles &amp; M. Henneberg</i>	
Ultrasound-Assisted Extraction Method for PCBs Analysis in Soils via GC-ECD.....	918
<i>A. Bezama, A. Flores, E. Pereira, V. Hernández, R. Quiroz &amp; H. Moya</i>	
In-Situ-Aeration of an Old Landfill – a Profound Analysis .....	919
<i>C. Brandstätter, J. Fellner &amp; R. Prantl</i>	
Improved Methods for Decontamination of Contaminated Soil .....	920
<i>L. Draganov &amp; P. Pavlov</i>	



## Plenarvorträge

## Perspektiven der Energiewende

S. Egner, W. Krätschmer & M. Faulstich  
Technische Universität München, Straubing, Deutschland

**KURZFASSUNG:** Der steigende Energiebedarf der Welt und der drohende Klimawandel stellen die gegenwärtige Industriegesellschaft vor große Herausforderungen. Um das von der Staatengemeinschaft akzeptierte 2 °C-Ziel einhalten zu können, müssen insbesondere die hohen, aus der Energiebereitstellung resultierenden CO<sub>2</sub>-Emissionen vermieden werden. Die Dekarbonisierung des Energiesektors durch die Umstellung auf Erneuerbare Energien und die Implementierung einer strombasierten Infrastruktur sind dabei eng miteinander verzahnt. Windenergie wird vermutlich den größten Teil des zukünftigen Energiemixes stellen. Der daraus erzeugte Strom kann entweder gespeichert oder aber in zentralen Anlagen zur Elektrolyse von Wasser verwendet werden. Aus Wasserstoff und Kohlenstoffdioxid können dann Produkte wie Methan oder flüssige Kohlenwasserstoffe synthetisiert werden. Mit den so erzeugten Energieträgern lassen sich auch die Sektoren Wärme, und Mobilität sowie die Grundstoffindustrie auf eine regenerative Basis stellen. Die dargestellten Ansätze zeigen, dass eine nachhaltige Industriegesellschaft prinzipiell möglich ist und keine ferne Vision bleiben muss.

### 1 GLOBALE HERAUSFORDERUNGEN

Fossile Rohstoffe sind derzeit die tragende Säule unserer modernen Industriegesellschaft. Die Abhängigkeit von einer sicheren Energieversorgung machte bisher die Nutzung fossiler Energieträger erforderlich. So sind die Anteile von Erdöl (34 %), Erdgas (24 %) und Kohle (30 %) am globalen Primärenergieverbrauch (ohne Biomasse) mit Abstand am Größten (BGR 2011).

Vor diesem Hintergrund ist es aufschlussreich, die derzeitige Nutzung der fossilen Rohstoffe näher zu betrachten. Wie in Abb.1 dargestellt, werden von den jährlich geförderten 4 Mrd. Tonnen Erdöl etwa 50 % im Mobilitätssektor, 32 % für die Wärmebereitstellung und rund 8 % für die Stromerzeugung verbraucht. Lediglich rund 10 % werden stofflich in der chemischen Industrie eingesetzt (BASF 2007, Marshall 2007). Die Anteile des nicht-energetischen Einsatzes bewegen sich bei Erdgas mit 11 % und bei Kohle mit 5 % in einer ähnlichen Größenordnung (IEA 2011a).

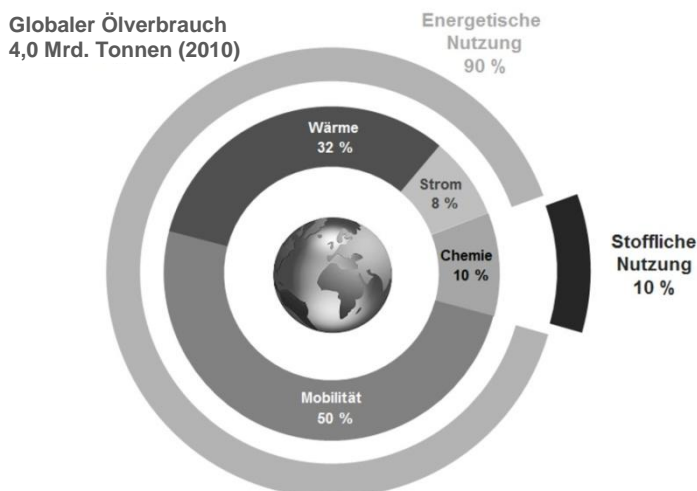


Abb. 1: Globaler Erdölverbrauch nach Nutzungszwecken

Die entsprechenden Rohstoffmengen lassen sich auch direkt in Kohlenstoffäquivalente ausdrücken. So werden jährlich insgesamt rund 10,8 Gt C in Form von Erdöl, Erdgas und Kohle gefördert (BP 2012, SKeV 2011a, SKeV 2011b). Etwa 8 Gt Kohlenstoff gelangen in Folge von Verbrennungsprozessen als Kohlenstoffdioxid in die Atmosphäre (IEA 2011b). Die Erde hält auf Basis aktueller Berechnungen noch Reserven fossiler Rohstoffe von rund 940 Gt C und Ressourcen fossiler Rohstoffe von über 14.000 Gt C bereit. Bemessen am derzeitigen Verbrauch und bezogen auf den Kohlenstoffgehalt aller fossilen Energieträger reichen die weltweiten Reserven noch für über 80 Jahre, die Ressourcen sogar noch für über 1.300 Jahre (BGR 2011).

Daraus lässt sich ableiten, dass die Verfügbarkeit fossiler Rohstoffe einstweilen wohl nicht der limitierende Faktor ist. Dennoch befinden wir uns in einer Phase des energiepolitischen Umbruchs, der in Deutschland zwei maßgebliche Gründe hat: einerseits der bis 2022 geplante Ausstieg aus der Kernkraft, andererseits die Einhaltung ehrgeizig gesteckter Klimaschutzziele.

Trotz verschiedentlich ausgesprochener Zweifel an der anthropogenen Erderwärmung setzt sich die Erkenntnis durch, dass die seit der industriellen Revolution gemessene Erhöhung der globalen Durchschnittstemperatur um etwa 0,9 °C mit der steigenden CO<sub>2</sub>-Konzentration in der Atmosphäre korreliert (IPCC 2007). Auf der letzten UN-Klimakonferenz 2011 in Durban wurde die Absicht der Teilnehmerstaaten bekräftigt, die Erhöhung der globalen Durchschnittstemperatur im Jahr 2100 auf 2 °C gegenüber vorindustriellen Zeiten zu beschränken. Dafür dürfen bis Mitte unseres Jahrhunderts nur noch rund 205 Gt C ausgestoßen werden (WBGU 2009). Diese Marke wird – gemessen an den derzeitigen Emissionen – bereits in 20 bis 25 Jahren erreicht werden. Bezogen auf die Gesamtressourcen müssen demnach 98 % der fossilen Rohstoffe im Boden belassen werden. Die eigentliche Limitierung für den Verbrauch der fossilen Rohstoffe ist also nicht deren Knappheit, sondern vielmehr die begrenzte Aufnahmefähigkeit der Atmosphäre.

## 2 ERNEUERBARE ENERGIEN

Der Anteil Erneuerbarer Energien am Endenergieverbrauch in Deutschland ist in den letzten zehn Jahren stetig auf nunmehr 12 % gestiegen. Bei der Erzeugung von Strom ist der regenerative Anteil mit über 20 % bereits relativ hoch (AGEB 2012). Dennoch ist die Stromerzeugung heute noch immer für mehr als 40 % der gesamten deutschen CO<sub>2</sub>-Emissionen verantwortlich. Daher ist die Dekarbonisierung des Stromsektors aus Klimaschutzgründen besonders lohnenswert.

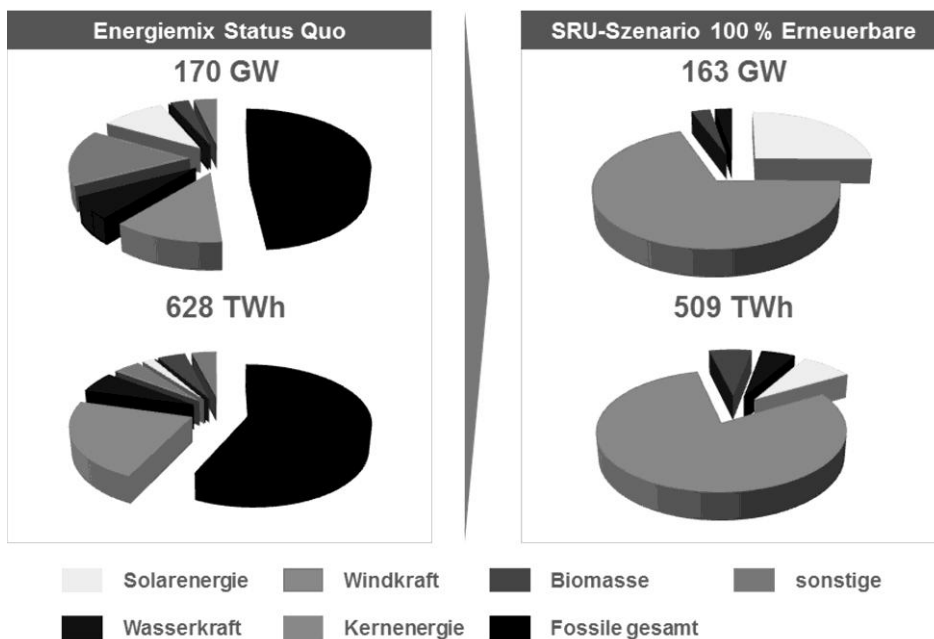


Abb. 2: Strom-Mix heute und im SRU-Szenario 2050 für Deutschland

Berechnungen des Sachverständigenrates für Umweltfragen (SRU) – bereits vor der Katastrophe in Fukushima – zeigen, dass eine deutsche Stromversorgung, die ausschließlich auf der Nutzung erneuerbarer Energieträger beruht, bis zum Jahr 2050 im europäischen Verbund prinzipiell machbar ist (SRU 2011). In einem der berechneten Szenarien wird davon ausgegangen, dass der Strombedarf durch Effizienzmaßnahmen von heute knapp 630 TWh auf rund 510 TWh verringert werden kann. Dieses SRU-Szenario ersetzt die fossilen und nuklearen Anteile durch einen Mix aus Erneuerbaren Energien, der nach den voraussichtlichen Gesteungskosten kalkuliert ist. Windkraft, Photovoltaik, die nicht mehr deutlich ausbaubare Wasserkraft sowie vergleichsweise geringe Anteile an Biomasse sind die Standbeine der zukünftigen Stromversorgung in Deutschland.

Große Offshore-Windkraftanlagen erzeugen zukünftig vermutlich den Großteil des inländischen Stroms. Die Errichtung einiger Tausend Großanlagen ist hinsichtlich Leistung und Anzahl der Standorte, Akzeptanz und Eingriffe in die Natur vor allem „offshore“ sinnvoll. „Onshore“ sind viele Standorte aus Gründen des Naturschutzes, der Lärmbelastungen und Beeinträchtigungen des Landschaftsbildes mit entsprechenden Restriktionen verbunden. Die installierte Leistung wird dem Szenario zufolge etwa 113 GW betragen, was in etwa der heute installierten Leistung von fossilen und nuklearen Kraftwerken entspricht.

Der Anteil der Biomasse an der Stromversorgung geht hingegen bis 2050 tendenziell sogar auf einen Anteil von unter 10 % zurück. Dem Sachverständigenrat für Umweltfragen (SRU) zufolge ist lediglich eine maßvolle Ausweitung der energetischen Biomassennutzung in Deutschland möglich, da es andernfalls zu Flächennutzungskonflikten zwischen Nahrungs- und Futtermittelindustrie sowie der Grundstoffindustrie kommt (SRU 2007). Zudem wird die Verstromung von Biomasse langfristig kaum preiswerter werden, da die technischen Optimierungspotenziale überwiegend ausgereizt sind. Ein vielfach noch ungenutztes Potenzial bieten jedoch biogene Rest- und Abfallstoffe.

Die derzeit stärksten Zuwachsraten verzeichnet die Photovoltaik. Die Erzeugungskapazitäten liegen bei etwa 40 GW in 2011 (REN 2011). Bereits in 2030 könnten laut European Photovoltaic Industry Association (EPIA) schon bis zu rund 9 % des Weltstrombedarfs allein durch Photovoltaik gedeckt werden.

### 3 STROMBASIERTE INFRASTRUKTUR

Die Energieversorgung der Zukunft wird stärker strombasiert sein als heute. Windkraft, solare Strahlung, Wasserkraft und Biomasse werden vornehmlich die Energieträger sein, die unsere Infrastruktur versorgen. Während fossile und nukleare Energieträger generell speicherbar sind und sich auch problemlos über weite Distanzen zwischen Lagerstätten und zentralen Kraftwerken transportieren lassen, muss ein eventuelles Überangebot an regenerativem Strom aus vielen kleineren Anlagen zwischengespeichert werden.

Zukünftige Netze müssen also vermehrt dezentrale Erzeuger einbinden und ein flexibles Lastmanagement ermöglichen. Intelligente Netzführung, die Etablierung von nationalen sowie internationalen Verbänden und die Einbindung von Speichern sind für eine stabile, redundante und dazu noch klimaneutrale Stromversorgung unabdingbar. Effiziente Speichertechnologien gelten als unverzichtbare Bausteine einer vollständig regenerativen Stromversorgung.

Neben bewährten Speichertechnologien wie den klassischen Pumpspeicherkraftwerken wird vor allem der chemischen Energiespeicherung, in Abb. 3 als „Konversion“ bezeichnet, großes Potenzial zugesprochen, um damit die Sektoren Strom, Wärme, Mobilität und Grundstoffe sinnvoll miteinander zu koppeln. Auf der Basis Erneuerbarer Energien wird also eine neue Energieinfrastruktur entstehen, die deutlich stärker auf Strom als temporärem Energieträger zugeschnitten ist.

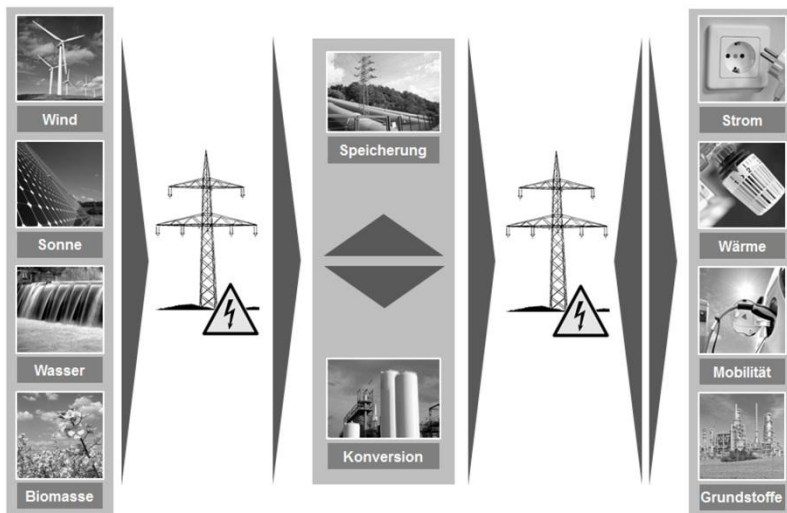


Abb. 3: Vision einer strombasierten Infrastruktur

Dem Element Wasserstoff kommt bei der Konversion eine Schlüsselrolle zu. Durch überschüssigen Strom, beispielsweise produziert an sehr sonnenreichen Tagen, kann mittels Elektrolyse aus Wasser Wasserstoff erzeugt werden. Dieser fungiert als Reduktionsmittel im sogenannten Sabatier-Prozess und reagiert mit Kohlendioxid aus der Luft, aus Rauchgasen zentraler Anlagen wie noch bestehenden Kohlekraftwerken und Zementwerken, oder aus dezentralen Anlagen wie Bioethanol- und Biogasanlagen, Kläranlagen oder Brauereien zu speicherfähigen Produkten wie Methan, Methanol oder auch Ameisensäure (Brooks et al. 2007). Dieser Ansatz zur stofflichen Nutzung von CO<sub>2</sub> ist bereits seit Anfang des letzten Jahrhunderts bekannt (Klatte & Söll 1927). Erst durch den Einzug Erneuerbarer Energien sehen Forscher in der stofflichen Nutzung des Klimagases CO<sub>2</sub> als Kohlenstoffträger ein zukünftiges Feld mit großem Potenzial (VCI 2009, Ausfelder & Bazzanella 2008).

Die durch diese Konversionsrouten erzeugten Kohlenwasserstoffe mit hohen Energiedichten in gasförmiger oder flüssiger Form eignen sich für den weltweiten Transport in bewährten Logistikinfrastrukturen, was Abbildung 4 in einer Systemdarstellung zeigt. So kommen dann auch windreiche Standorte an südamerikanischen Küsten oder Wüsten für die Erzeugung von Strom und dessen Konversion zu chemischen Energieträgern in Betracht.

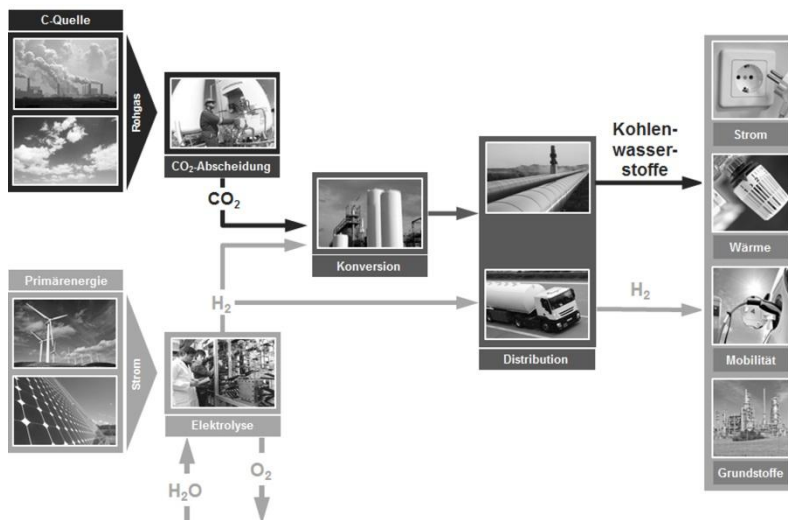


Abb. 4: Bereitstellung regenerativ erzeugten Wasserstoffs und Kohlenwasserstoffen

Die Energiewende wird in der breiten Öffentlichkeit noch weitgehend als Umstieg auf Erneuerbare Energien im Stromsektor wahrgenommen. Auf dem Weg zur „Stromgesellschaft“ eröff-

nen sich durch die Errichtung einer strombasierten Infrastruktur allerdings völlig neue Perspektiven, auch den Mobilitäts- und Wärmesektor sowie die Grundstoffindustrie (Chemie, Metallurgie) einerseits energetisch, andererseits zu Teilen auch stofflich strombasiert zu versorgen. Einige Strategien und Konzepte werden nachfolgend näher erläutert.

### 3.1 *Mobilität*

Die Transportleistung im Personen- und Güterverkehr wuchs in den letzten Jahrzehnten stetig an. Trotz enormer technologischer Fortschritte haben der Wandel der Mobilitätsbedürfnisse und das steigende Transportaufkommen im Güterverkehr sämtliche bisher erreichten Effizienzsteigerungen im Bereich der Verbrennungsmotoren wieder zunichte gemacht. Der Anteil des Verkehrs am deutschen Endenergieverbrauch stieg zwischen 1970 und 2010 von rund 17 % auf 28 % (BMVBS 2011). Für Mobilitätszwecke wird heute weltweit mehr als doppelt so viel fossile Energie verbraucht als noch vor 40 Jahren. Derzeit gelangen durch den Mobilitätssektor jedes Jahr rund 2 Gt C in die Atmosphäre. Zum Vergleich: die gesamten Emissionen aus der Verbrennung fossiler Energieträger betragen in etwa 8 Gt C (IEA 2011a). Angesichts dieser Tatsache liegt es nahe, die Mobilität als einen maßgeblichen Emittenten umgehend auf eine nachhaltige Basis zu stellen.

Im Personenverkehr erscheint hierbei eine vollständige Elektrifizierung auf Basis Erneuerbarer Energien durchaus machbar. Sowohl der motorisierte Individualverkehr als auch der öffentliche Verkehr lassen sich auf Basis von E-Bikes, Elektrorollern und Elektroautos sowie strombetriebenen Bussen und Bahnen zweifelsohne strombasiert verwirklichen. Auch für größere Strecken können moderne Elektrofahrzeuge zunehmend entsprechende Reichweiten vorweisen. Aus gesamtenergetischer Sicht brächte die Umstellung der Hälfte aller derzeit rund 42 Mio. Personenkraftwagen in Deutschland auf Elektromobilität lediglich eine Steigerung des heutigen Stromverbrauchs um 14 % mit sich (Drescher & Heintl 2011). In der gleichen Größenordnung liegt auch die in den nächsten zwei bis drei Jahrzehnten angestrebte Stromeinsparung durch Effizienzsteigerungen.

Im Güterverkehr gestaltet sich die Elektrifizierung weitaus schwieriger. Allein das Schienensystem ist weitestgehend elektrifiziert, vor allem im Luft- und Seeverkehr aber erscheinen auf Grund der enormen Wegstrecken und der hohen Lasten nur flüssige Kraftstoffe mit hoher Energiedichte als zweckmäßig. Prinzipiell ist es denkbar, in nicht allzu ferner Zukunft vor allem Flugzeuge oder Schiffe mit regenerativ erzeugten, biomassefreien Kraftstoffen zu betreiben. Ähnliches gilt auch für den Straßengüterverkehr. Im jüngst erschienenen Umweltgutachten schlägt der SRU für den Straßengüterverkehr Oberleitungen auf Autobahnen vor (SRU 2012). Konkret sollen E-Trolleys zunächst auf der jeweils rechten Fahrspur der großen Autobahnen leitungsführt mit Strom versorgt werden. Die mit dieselektrischer Hybridtechnologie ausgestatteten Lastkraftwagen könnten auf den zu den Autobahnen führenden Bundes- oder Landstraßen weiterhin mit fossilem oder regenerativem Diesel-Kraftstoff betrieben werden.

### 3.2 *Grundstoffindustrie*

Für viele Grundstoffe und Vorleistungsgüter ist und bleibt Kohlenstoff zu Beginn der materiellen Wertschöpfungskette essentiell. Die grundsätzlichen Fragestellungen werden daher in Zukunft lauten: Ist mittel- bis längerfristig eine industrielle Grundstoffproduktion ohne fossilen Kohlenstoff überhaupt möglich und welche Lösungsstrategien sind denkbar? Für die Metallurgie, die Zementherstellung sowie die chemische Industrie soll dies nachfolgend diskutiert werden.

Kohlenstoff wird in der Metallurgie als Energieträger und als Reduktionsmittel verwendet. Die Substitution als Energieträger lässt sich dabei relativ einfach bewerkstelligen. So sind die Elektrostahlerzeugung sowie die Aluminiumelektrolyse im Bereich der Nichteisen-Metallurgie ohnehin bereits strombetrieben, letztere schon heute weitestgehend mit Wasserkraft.

Für die Substitution von Kohlenstoff als Reduktionsmittel sind jedoch tiefere Eingriffe in die metallurgischen Prozesse erforderlich. So lassen sich auch mit Wasserstoff oder regenerativ erzeugten Kohlenwasserstoffen Reduktionsprozesse wie die Eisenverhüttung betreiben. In 2010 wurden weltweit etwa 1,4 Mrd. Tonnen Rohstahl hergestellt, wovon rund 70 % über die klassische Hochofenroute erzeugt wurden. Mit fast 5 % an den weltweiten CO<sub>2</sub>-Emissionen stellt die

Rohstahlerzeugung dabei eine der wichtigsten industriellen CO<sub>2</sub>-Punktquelle dar (Worldsteel 2011), (DBG 2010). Bei der Hochofenroute ist Kohlenstoff in Form von Koks als Reduktionsmittel essentiell. Weltweit kann dabei derzeit von einem Kohlenstoffbedarf von rund 0,4 Gt/a ausgegangen werden. Aufgrund der damit verbundenen prozessbedingten CO<sub>2</sub>-Emissionen muss die Roheisenerzeugung im Hochofen zukünftig auf eine völlig neue technologische Basis gestellt werden. Im Rahmen des Forschungsprogramms „ULCOS“ (Ultra-Low Carbon Dioxide (CO<sub>2</sub>) Steelmaking) werden innovative Schmelztechnologien erforscht, welche strombasiert betrieben werden und den zur Reduktion erforderlichen fossilen Kohlenstoff durch Wasserstoff oder regenerativ erzeugte Kohlenwasserstoffe wie Methan substituieren.

Bei der Zementherstellung wird CO<sub>2</sub> sowohl energie- als auch prozessbedingt emittiert. Bei der Herstellung von Klinker wird zunächst Calciumcarbonat zu Branntkalk und Kohlenstoffdioxid dissoziiert. Anschließend reagiert der Branntkalk mit Silikaten und weiteren Zusatzstoffen bei Temperaturen bis zu 1.450 °C zu Klinker (Locher 2000). Im Gegensatz zum prozessbedingten Entstehen von Kohlenstoffdioxid lassen sich die Emissionen aus dem Einsatz fossilen Kohlenstoffs als Wärmeträger reduzieren. Als geeignete Maßnahmen sind hier eine verbesserte Wärmerückgewinnung oder eine effizientere Feuerungstechnik zu nennen. Zudem kann fossiler Kohlenstoff durch abfallstämmige Ersatzbrennstoffe sowie synthetisch hergestelltes Methan substituiert werden.

In der chemischen Industrie werden weltweit rund 0,4 Gt C pro Jahr stofflich eingesetzt. Davon entfallen rund 4 % allein auf Deutschland, was in etwa dem Einsatz von 19 Mio. Tonnen an fossilen Rohstoffen entspricht (VCI 2012). Durch die Verwendung von CO<sub>2</sub> als alternativem C-Träger erscheint es prinzipiell möglich, die derzeitige fossile Rohstoffbasis zu substituieren. Damit bestehen Alternativen zur Biomasse als bisher einzigen regenerativen Ausgangsstoff für die organische Kohlenstoffchemie. So können die aus Wasserstoff und Kohlenstoffdioxid synthetisierten Kohlenwasserstoffe – beispielsweise Methanol – in Zukunft als Basischemikalien dienen. Methanol ist einer der größten und wirtschaftlichsten Syntheserohstoffe, von dem weltweit etwa 90 % in der chemischen Industrie Verwendung finden und aus dem nahezu alle beliebigen konventionellen petrochemischen Erzeugnisse hergestellt werden können (Kausch & Bertau et al. 2011, Arpe 2007). Auf Basis von Methanol sind Synthesen zu höherketigen Kohlenwasserstoffen wie Ethylen, Propylen Olefinen und Aromaten denkbar.

### 3.3 Wärme

In Deutschland verursacht die Wärmebereitstellung knapp 40 % der gesamten CO<sub>2</sub>-Emissionen. Rund 10 % der Wärme werden inzwischen auf regenerativem Wege bereitgestellt (UBA 2012).

Die Biomasse stellt dabei mit rund 92 % den größten Anteil an der regenerativen Wärmeversorgung. Darin sind neben Holz auch biogene Teile des Abfalls, Deponie-, Klär-, Biogas sowie flüssige biogene Brennstoffe enthalten.

Geothermie und Solarthermie sorgen in Deutschland zu gleichen Teilen für die verbleibenden 8 % der erneuerbaren Wärmebereitstellung (UBA 2012). Wärmepumpen haben an der geothermischen Wärmeerzeugung den größten Anteil und sind nur dann klimaneutral, wenn auch der Strom zum Betrieb regenerativ erzeugt wird. Sonnenkollektoren eignen sich zur alleinigen Warmwasserbereitung als auch zur Heizungsunterstützung.

Für Bestandsgebäude und die Industrie erscheint eine nachhaltige Wärmeversorgung über regenerativ erzeugte Kohlenwasserstoffe, in diesem Falle mit Methan als Erdgassubstitut, denkbar. Das aus dem Sabatier-Prozess erzeugte synthetische Methan kann ohne Weiteres in das vorhandene Gasnetz eingespeist und bedarfsgerecht in hocheffizienten Feuerungsanlagen eingesetzt werden.

Dem International Panel on Climate Change (IPCC) zu Folge wurden im Jahre 2004 weltweit fossile Energieträger mit einem Kohlenstoffgehalt von etwa 0,8 Gt C allein für die Wärmebereitstellung im Gebäudesektor verbrannt (IPCC 2007).

Mittel- bis längerfristig wird auch der Wärmesektor die Umstellung auf ein strombasiertes Infrastruktursystem spüren. Während die elektrische Beheizung von Bestandsgebäuden derzeit als wenig sinnvoll erachtet werden muss, werden Passivhäuser der Zukunft einen derartig geringen Restwärmebedarf aufweisen, dass sogar die Verlegung einer Erdgasleitung wenig lohnenswert erscheint. Eine Zuheizung wird dann nur noch wenige Stunden im Jahr gebraucht und könnte durchaus elektrisch bereitgestellt werden.

## 4 SCHLUSSFOLGERUNG

Auf Grund des drohenden irreversiblen Klimawandels ist eine weitgehende Dekarbonisierung der Energieversorgung und teilweise auch der Grundstoffindustrie erforderlich. In Summe verbrauchen die Sektoren Strom, Wärme, Mobilität und Grundstoffindustrie jährlich fossile Energieträger mit einem Kohlenstoffgehalt von rund 8 Mrd. Tonnen. Soll das 2 °C-Ziel erreicht werden, so dürfte dieses Verbrauchsniveau bilanziell nur noch 25 Jahre gehalten werden, bevor die Emissionen auf geringste Mengen reduziert werden müssten. Die Umstellung auf eine regenerative Energieinfrastruktur auf Basis von Elektrizität muss also forciert werden.

Erneuerbare Energien tragen bereits heute einen wesentlichen Anteil zur Stromerzeugung bei. Die Langzeitspeicherung elektrischer Energie über die Konversion von CO<sub>2</sub> und regenerativ hergestelltem Wasserstoff in Kohlenwasserstoffe steht dazu jedoch eine vielversprechende technologische Perspektive bereit. Viele Technologien, die heute noch die Verbrennung fossiler Energieträger erfordern, lassen sich dadurch regenerativ betreiben. Die Elektrifizierung des motorisierten Individualverkehrs kann beispielsweise kurz- bis mittelfristig die Emissionen des Verkehrs wesentlich senken. Fossile Rohstoffe sind aus der Grundstoffindustrie vorerst nicht wegzudenken. So kann die organische Chemie definitionsgemäß nicht dekarbonisiert werden, aber der nötige Kohlenstoff kann über regenerative Prozesse bezogen werden. In der Stahlherstellung hingegen werden bereits kohlenstofffreie Reduktionsverfahren getestet.

## LITERATUR

- AGEB (2012) *Stromdaten 1. Halbjahr 2012 (vorläufig)*. Online unter <http://www.ag-energiebilanzen.de/viewpage.php?idpage=65>, Berlin, Germany: Arbeitsgemeinschaft Energiebilanzen.
- Arpe, H.J. (2007) *Industrielle organische Chemie – Bedeutende Vor- und Zwischenprodukte*, 6. Auflage Weinheim, Germany: Wiley-VCH.
- Ausfelder, F. & Bazzanella A. (2008) *Diskussionspapier: Verwertung und Speicherung von CO<sub>2</sub>*, Frankfurt am Main, Germany: DECHEMA.
- BASF (2007) *Leben und Umwelt mit Kunststoffen*. Ludwigshafen, Germany: BASF Aktiengesellschaft.
- BDH (2011) *Effiziente Systeme und erneuerbare Energien*. Online unter [http://bdh-koeln.de/fileadmin/user\\_upload/borschueren/effiziente\\_systeme\\_und\\_erneuerbare\\_energien\\_2011.pdf](http://bdh-koeln.de/fileadmin/user_upload/borschueren/effiziente_systeme_und_erneuerbare_energien_2011.pdf), Köln, Germany: Bundesindustrieverband Deutschland Haus-, Energie- und Umwelttechnik.
- BGR (2011) *Reserven, Ressourcen und Verfügbarkeit von Energierohstoffen 2011*. Hannover, Deutschland: Deutsche Rohstoffagentur in der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe.
- BMU (2012) *Globale Energiewende: Trend zu erneuerbaren Energien hält weltweit an*. Pressemitteilung Nr. 084/12 Berlin, Germany: Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit.
- BMVBS (2011) *Verkehr in Zahlen 2011/2012*. Hamburg, Germany: DVV Media Group.
- BP (2012) *BP Statistical Review of World Energy June 2012*. London, United Kingdom: Pureprint.
- Brooks, K.P., Hu, J., Zhu, H. & Kee, R.J. (2007) Methanation of carbon dioxide by hydrogen reduction using the Sabatier process in microchannel reactors. *Chemical Engineering Science* 62, pp. 1161-1170.
- DGB (2010) *Feuerlöscher oder Klimakiller? – Kohlendioxid CO<sub>2</sub> – Facetten eines Moleküls*. Frankfurt am Main, Germany: Deutsche Bunsen-Gesellschaft für Physikalische Chemie e. V.
- Drescher, I. & Heintz, E. (2011) Konventionelle und alternative Kraftstoffe und Energieträger. In: *Vieweg Handbuch Kraftfahrzeugtechnik*, pp. 361-378. Berlin, Germany: Vieweg+Teubner.
- IEA (2011a) *Key World Energy Statistics*. Paris, France: International Energy Agency.
- IEA (2011b) *CO<sub>2</sub> Emissions from Fuel Combustion*. Paris, France: International Energy Agency.
- IPCC (2007) *Climate Change 2007: Mitigation. Contribution of Working Group III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge (NY), USA: Cambridge University Press.
- Kausch & Bertau et al. (2011) *Energie und Rohstoffe – Gestaltung unserer nachhaltigen Zukunft*. Heidelberg, Germany: Spektrum Akademischer Verlag.
- Klatte, F. & Söll, J. (1927) *Production of Methan*. United States Patent Office; Patented Sept. 27, 1927, 1.643.663.
- Locher (2000) *Zement*. Düsseldorf, Germany: Verlag Bau + Technik.
- Marshall, J. (2007) Who needs oil? *The New Scientist* 195 (2611), 28-31.
- REN (2011) *Renewables 2011: Global Status Report*. Paris, France: Renewable Energy Policy Network for the 21<sup>st</sup> Century.
- SKeV (2011a) *Steinkohlenförderung nach Ländern*. Online unter <http://www.kohlenstatistik.de/>, Herne, Germany: Statistik der Kohlenwirtschaft e. V.



- SKeV (2011b) *Braunkohlenförderung nach Ländern*. Online unter <http://www.kohlenstatistik.de/>, Herne, Germany: Statistik der Kohlenwirtschaft e. V.
- SRU (2007) *Klimaschutz durch Biomasse – Sondergutachten*. Sachverständigenrat für Umweltfragen (SRU), Berlin, Germany: Erich Schmidt Verlag.
- SRU (2011) *Wege zur 100 % erneuerbaren Stromversorgung - Sondergutachten*. Sachverständigenrat für Umweltfragen (SRU), Berlin, Germany: Erich Schmidt Verlag.
- SRU (2012) *Verantwortung in einer begrenzten Welt – Umweltgutachten*. Sachverständigenrat für Umweltfragen (SRU), Berlin, Germany: Erich Schmidt Verlag.
- UBA (2012) *Struktur der Energiebereitstellung aus erneuerbaren Energieträgern*. Online unter: <http://www.umweltbundesamt-daten-zur-umwelt.de/umweltdaten/public/theme.do?nodeIdent=5981>, Dessau-Roßlau, Germany: Umweltbundesamt.
- VCI (2009) *Verwertung und Speicherung von CO<sub>2</sub>*. Frankfurt am Main, Germany: Verband der Chemischen Industrie (VCI) & DECHEMA.
- VCI (2012) *Daten und Fakten: Rohstoffbasis der chemischen Industrie - Rohstoffmix der organischen Chemieproduktion*. Frankfurt am Main, Germany: Verband der Chemischen Industrie (VCI).
- WBGU (2009) *Kassensturz für den Weltklimavertrag – Der Budgetansatz*. Berlin, Germany: Wissenschaftlicher Beirat der Bundesregierung globale Umweltveränderungen.
- Worldsteel (2011) *Steel Statistical Yearbook 2011*. Brussels, Belgium: World Steel Association.

## Zur Zukunft der (österreichischen) Abfallwirtschaft

C. Holzer

*Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien, Österreich*

Treuen Besuchern der alle zwei Jahre stattfindenden DEPOTECH fällt auf, dass die Tagungsbände immer aufwändiger, schlicht dicker werden. Hängt das mit den immer umfangreicheren Regelungen in diesem Bereich zusammen - der Kodex des Abfallrechts wird auch immer stärker - oder gar mit dem rasant wachsenden wissenschaftlichen Fortschritt? Die Beantwortung dieser Frage muss ich der werten Leserin/dem werten Leser dieser Zeilen überlassen, für den Fall, dass sie/er im Lesen des Tagungsbandes überhaupt so weit vorgedrungen ist. Um Lust auf's Weiterlesen zu machen, möchte ich diesen Beitrag daher bewusst sehr überschaubar und damit kurz gestalten, schließlich ist es auch kein wissenschaftlicher Artikel (der durchaus länger sein kann und soll), sondern der eines Beamten, dem man einen Blick in die Glaskugel abverlangt, der so schwer aber auch nicht ist.

Einfach in einem Satz ausgedrückt, liegt die Zukunft der Abfallwirtschaft in der bereits begonnenen Weiterentwicklung zum Ressourcenmanagement bzw. zur Bewirtschaftung von Sekundärressourcen mit all den dabei zu bewältigenden Problemstellungen.

Fortschrittliche Länder haben den an Umweltindikatoren und schlicht auch an der Geldbörse messbaren Wert einer nachhaltigen (Wieder-)Nutzung von natürlichen Ressourcen längst erkannt und zumindest die Weichen weg von der klassischen Abfallbeseitigung in Richtung Recycling gestellt. Bei vielen (Werk-)Stoffen wie Papier, Glas, Metallen ist dies bereits eine Selbstverständlichkeit. Hier gilt es die getrennte Sammlung und die Sortierung noch weiter auszubauen und zu perfektionieren sowie schlichtweg zu sensibilisieren, landen doch auch in Österreich noch immer zu viele dieser Materialien in der klassischen Beseitigung oder einer minderwertigen Behandlung. Auf die Sinnhaftigkeit bestimmter Materialnutzungen, z. B. Getränke in Aluminiumdosen abzufüllen, soll hier nicht näher eingegangen werden, diese darf aber aus Nachhaltigkeitsüberlegungen schwer in Frage gestellt werden. Der Trend wird auch durch die immer weitreichenderen technischen Möglichkeiten zur Auftrennung und Sortierung von unterschiedlichsten Stoffgemischen unterstützt, die noch vor wenigen Jahren auch von namhaften ExpertInnen nicht für möglich gehalten wurden. Untersuchungen des österreichischen Umweltbundesamtes zeigen übrigens, dass die dafür aufzuwendende Energie (z. B. in der Metallsortierung) in keinem Verhältnis zu jener für die Gewinnung aus Primärrohstoffen steht. Trotzdem stehen wir in dieser Entwicklung immer noch am Anfang, eröffnen sich doch zahlreiche Möglichkeiten, die aus zum Teil unterschiedlichen Gründen noch nicht wahrgenommen werden (z.B. zur Phosphorrückgewinnung). Urban Mining ist zwar in aller Munde und fast schon als Modewort zu bezeichnen; bis wir die in unserer Infrastruktur enthaltenen Rohstoffe aber effektiv und effizient wiedernutzen ist es aber noch ein weiter Weg. Andererseits bin ich überzeugt davon, dass wir auch schon bald in unseren alten Deponien nach Rohstoffen graben werden (Stichwort: Landfill Mining). Abfälle immer mehr als wertvolle Rohstoffe für die Wirtschaft zu begreifen erfordert aber auch ein Umdenken in der verwaltungsrechtlichen Abwicklung. Während in der Vergangenheit fast ausschließlich der Schutz von Mensch und Umwelt vor schädlichen Emissionen aus der Abfallbeseitigung (meist singulären Anlagen) und die Überwachung besonders gefährlicher Reststoffe im Vordergrund gestanden ist, verlagert sich der Schwerpunkt immer mehr in Richtung Sicherstellung hochwertiger Recyclingprodukte um eine noch schlimmere (Fein-)Verteilung von Schadstoffen in der Umwelt durch minderwertige Recyclate zu verhindern. Hier liegt auch die größte Gefahr einer sogenannten Recyclinggesellschaft. Recycling um jeden Preis, nur um blind einer Hierarchie zu folgen und Erfolge durch einen bloßen Etikettenschwindel zu feiern (zu beobachten auch bei der bloßen Umbenennung von Beseitigungs- zu Verwer-

tungsoperationen), ist abzulehnen. Zudem werden wir auch in absehbarer Zukunft nicht ohne Schadstoffsenken und Deponien das Auslangen finden können. Unzureichend gelöst erscheint auch die Frage nach dem besten Weg der „Vermarktung“ und Qualitätssicherung von aus Abfällen hergestellten Sekundärrohstoffen. Der in letzter Zeit immer häufiger eingeschlagene Weg des verordneten „Abfallendes“ muss in jedem Einzelfall einer kritischen Betrachtung unterzogen werden. Mit der immer bedeutenderen Rolle der Abfallwirtschaft als Rohstofflieferant der Industrie rückt auch ein wichtiger Aspekt der Abfallvermeidung in den Vordergrund. Die Erkenntnisse aus der oft hochkomplexen Aufbereitung von als Abfall angefallenen Konsumprodukten und Behandlungsrückständen müssen hinsichtlich einer verstärkten qualitativen Abfallvermeidung an die produzierende Wirtschaft, an die Produktdesigner, rückgemeldet werden (Reduzierung der Stoffvielfalt, Demontagefreundlichkeit, etc.). Die Möglichkeiten der Akteure der Abfallwirtschaft im Hinblick auf eine quantitative Abfallvermeidung sind hingegen sehr beschränkt. Diese aus allgemeinen gesellschafts-, wirtschafts- und umweltpolitischen Gesichtspunkten heraus zu lösende Aufgabenstellung – letztlich geht es um eine Reduzierung der Stoffumsätze – alleine der Abfallwirtschaft umhängen zu wollen, erscheint mehr als nur fragwürdig. Aus der Abfallwirtschaft heraus wird hier bereits ein sehr großer Beitrag geleistet. Österreich ist der erste Mitgliedsstaat der EU mit einem eigenen Abfallvermeidungsprogramm. Insbesondere quantitative Abfallvermeidung kann von der Abfallwirtschaft aber nur bedingt geleistet werden, wobei Ressourcennutzung und Abfallwirtschaft keine isolierten umweltpolitischen Themen sind. Was als Abfall zu behandeln ist, wurde zuvor als Rohstoff gewonnen, aufbereitet und weiterverarbeitet. Der Abfall ist damit das Resultat aller zuvor erfolgten Schritte. Waren diese nicht nachhaltig, wird auch die Abfallbehandlung die mit der Warenproduktion und der Produktnutzung verbundenen sozialen, ökonomischen und ökologischen Schäden nicht wettmachen können. Die gemeinsame Verwendung der Begriffe Abfall und Vermeidung suggerieren, dass Abfall vermieden werden könnte. Vermieden werden kann aber nur die Ursache, das Produkt. Ansonsten würden wir den Abfall zur Ursache des Abfalls erklären. Die Abfallwirtschaft kann daher nur bedingt zu einer nachhaltigen Entwicklung beitragen. Dazu werden in Bezug auf die Verfügbarkeit von Ressourcenquellen und Emissionssenkungen die Materiendurchsätze deutlich gesenkt werden müssen. Der Ansatzpunkt dafür kann nur in der Produktwirtschaft liegen. Dazu hat das Lebensministerium auch mit dem heuer veröffentlichten Ressourceneffizienzaktionsplan der Österreichischen Bundesregierung bereits einen wichtigen Impuls gesetzt. Ebenso wie in der Finanzpolitik erscheint auch der Blick auf das europäische Ganze wichtig zu sein, zeigt sich doch an einer erst jüngst veröffentlichten Studie der Europäischen Kommission das gewaltige Gefälle innerhalb der Mitgliedsstaaten in der formalen und praktischen Umsetzung abfallwirtschaftlicher Regulative. Wenn in Europa innerhalb einer Entfernung von wenigen hundert Kilometern einerseits Kunststoffe für ein Recycling nach Stoffgruppen getrennt sortiert und andererseits noch in unzureichend gesicherten Deponien vergraben werden, müssen wir auch hier nach einem stärkeren Ausgleich trachten. Umso unverständlicher erscheint der Protest mancher Gruppen, wenn derartige, zu hochwertigen Ersatzbrennstoffen aufbereitete Abfälle in modernen Mitverbrennungsanlagen zur Sicherung der Energieversorgung von Industriebetrieben eingesetzt und dafür auch ein paar Kilometer transportiert werden. Das für die Verarbeitung zu Kraftstoffen (und Kunststoffen) nach Europa importierte Rohöl muss jedenfalls weitaus längere Strecken zurücklegen, um bis zu uns zu gelangen (hier ist kein Protest wahrzunehmen). Dieser Umstand zeigt den nach wie vor bestehenden negativen Nimbus auf, der Abfällen anhaftet. Die bereits erwähnte Studie der Europäischen Kommission (BiPRO 2012: Screening of waste management performance of EU Member States. Report submitted under the EC project „Support to Member States in improving waste management based on assessment of Member States’ performance“. Report prepared for the European Commission, DG ENV, July 2012) weist Österreich gemeinsam mit den Niederlanden in der Abfallbewirtschaftung als führend aus! Ein Umstand, der nicht unerwähnt bleiben soll, und den man sich bei oft hitzig geführten innerösterreichischen Debatten über die Performance der heimischen Abfallwirtschaft vor Augen führen sollte. Diese weiter auszubauenden Erfolge wären ohne die Leistungen aller Beteiligten, AbfallberaterInnen und Behörden, kommunale Abfallwirtschaftsverbände und private Entsorgungswirtschaft und nicht zuletzt auf Grund der hohen Trenn- und Sammelmoral der Bevölkerung nicht möglich gewesen.

## Recycling und Verbrennung – zwei Seiten einer Medaille

K.J. Thomé-Kozmiensky

*vivisCONSULT GmbH, Nietwerder, Deutschland*

**KURZFASSUNG:** Die Abfallwirtschaft hat sich in Europa seit der ersten Abfallrahmenrichtlinie systematisch von der Entsorgungswirtschaft zu einer Mittlerposition zwischen Entsorgung und Versorgung entwickelt; das betrifft die Bereiche Rohstoffe und Energie. Begünstigt wird diese Position durch die Zwangssituation des notwendigen sicheren – d.h. auch hygienischen, umwelt- und klimaschonenden – Umgangs mit Abfällen einerseits und durch das in den Abfällen enthaltene Ressourcenpotential andererseits.

Zahlreiche Abfallwirtschaftsunternehmen, die ihre Aktivitäten nur oder zu erheblichem Anteil in den Bereichen der thermischen Abfallbehandlung und der energetischen Abfallverwertung hatten, beschränken sich nicht mehr auf ihr ursprüngliches Aufgabenfeld. Nicht selten betreiben sie auch Sortier-, Kompostierungs-, Biogas-, Wind-, Biomasse- und Solaranlagen. Einige Unternehmen der Energiewirtschaft haben sich zusätzlich zu ihren traditionellen Aufgaben der energetischen Abfallverwertung und zum Teil auch des Recyclings angenommen. Fast alle auch in der Abfallwirtschaft tätigen Energiekonzerne und zahlreiche Unternehmen im vollständigen oder teilweisen kommunalen Besitz haben diesen Trend erkannt und die Nutzung erneuerbarer Energien einschließlich der Abfälle in ihre Strategie einbezogen und in diese Bereiche investiert.

### 1 ABFALLAUFKOMMEN UND ENTSORGUNGSWEGE IN EUROPA

Die Prioritäten der EG-Abfallrahmenrichtlinie vom 22.11.2008 sind:

- Vermeidung,
- Vorbereitung zur Wiederverwendung,
- Recycling, das heißt stoffliche Verwertung,
- sonstige Verwertung, z.B. energetische Verwertung und
- Beseitigung.

Begründete Abweichungen von dieser Hierarchie sind möglich. Verbrennung ist ein Verwertungsverfahren, sofern die Kriterien des Anhangs II der Abfallrahmenrichtlinie erfüllt sind.

### 2 ABFALLVERWERTUNG

In der Abfallrahmenrichtlinie werden folgende Quoten vorgegeben:

- Vorbereitung zur Wiederverwendung + Recycling (Papier + Metalle + Kunststoffe + Glas) mindestens 50 % bis 2020 und
- Vorbereitung zur Wiederverwendung + Recycling + sonstige stoffliche Verwertung (einschließlich Bau- und Abbruchabfälle) mindestens 70 % bis 2020.

In Deutschland werden diese Quoten schon erreicht und zum Teil erheblich überschritten. Das Recycling von Abfällen durch Sortierung hat einen relativ hohen Entwicklungsstand erreicht, der in der Praxis allerdings nicht immer angewandt wird.

Veranlassung für umfassendes Recycling war die Veröffentlichung Grenzen des Wachstums

von Donella und Dennis Meadows im Jahr 1972 (Meadows et al. 1972). Damit wuchs die Erkenntnis, dass die Ausbeutung der Rohstoffreserven in dieser Größenordnung nicht fortgesetzt werden kann, wenn die Schwellen- und Entwicklungsländer die gleichen Ansprüche wie die industrialisierten Länder stellen werden. Auch wurde der Abfall als potentielles Rohstofflager entdeckt.

An das Recycling sind allerdings vielfältige Ansprüche zu stellen, z.B.:

- Schonung natürlicher Ressourcen,
- Vermeidung von Deponien und Verringerung der in Verbrennungsanlagen zu entsorgenden Abfallmengen,
- Gewinnung von Sekundärrohstoffen,
- hohe Qualität der Sekundärrohstoffe bei Kontinuität der Lieferung,
- Abtrennung von Schadstoffen,
- umweltverträglicher, kostengünstiger und zuverlässiger Anlagenbetrieb und
- Wirtschaftlichkeit: Die Erlöse für die Sekundärrohstoffe sollen möglichst höher als die Kosten für Logistik und Aufbereitung sein.

Nach einigen Fehlstarts wurden zahlreiche Sortieranlagen errichtet und betrieben, mit denen durchaus marktfähige Produkte hergestellt werden können. Ursprünglich wurden die Aufbereitungsanlagen mit Technologien der Grundstoffindustrie gebaut. Die Ergebnisse waren ungenügend. Exemplarisch sei hier die Recycling-Anlage im Rinter-Zelt in Wien erwähnt (Thomé-Kozmiensky 1984). Dies änderte sich mit der Entwicklung von Apparaten und Verfahren, die auf die Qualitäten der unterschiedlichen Abfälle abgestimmt wurden.

An die Verwertung werden vielfältige Anforderungen gestellt, insbesondere

- Ökologie und Ökonomie: der Aufwand muss dem Nutzen entsprechen,
- Hygiene: die Ausbreitung von Keimen während des Recyclingprozesses muss ebenso verhindert werden wie ihr Eintrag in die Sekundärrohstoffe,
- Logistik: komplexe Logistiksysteme sind für das Recycling erforderlich, da die Abfälle im Unterschied zu primären Rohstoffen dezentral anfallen, zu zahlreichen Sortieranlagen transportiert werden und die damit gewonnenen Sekundärrohstoffe zur weiteren Verarbeitung zu zentralen Produktionsbetrieben transportiert werden müssen,
- Technik: differenzierte Verfahren müssen in Abhängigkeit von der Qualität und Quantität der Abfälle und von den Forderungen der Verwerter entwickelt werden,
- Schadstoffausschleusung: Schadstoffe dürfen nicht im Kreislauf geführt werden; in die Prozessketten müssen Schadstoffsenken eingebaut werden, z.B. Verbrennungsanlagen und Deponien,
- Märkte für die hergestellten sekundären Rohstoffe müssen vorhanden sein oder geschaffen werden können; sekundäre Rohstoffe konkurrieren mit primären,
- Recht: zahlreiche Rechtsnormen müssen beachtet werden, z.B. Bundes-Immissionschutzgesetz, Ersatzbaustoffverordnung, Klärschlammverordnung, usw.; mit REACH ist ein neuer Rechtsbereich auch für Produkte aus Verwertungsprozessen geschaffen worden;
- Normen: z.B. für Baustoffe, Kraftwerksaschen und.
- Richtlinien: z.B. VDI-Richtlinien.

Beispiele für die häufig gelungene stoffliche Verwertung sind Papier, Glas, Metallschrott, Bioabfälle sowie zahlreiche weitere Abfälle aus Produktion und Konsum.

Recycling bedeutet stoffliche – werkstoffliche und rohstoffliche – Verwertung.

Hohe Priorität hat die Erfüllung folgender Forderungen:

- Anreicherungen von Schadstoffen im Stoffkreislauf müssen vermieden werden durch
  - produktintegrierten Umweltschutz, z.B. durch
    - Stoffauswahl und Schadstoffarmut schon bei der Produktion von Gütern,
    - recyclingfreundliche Konstruktion,
  - Kenntnisse über Langzeitwirkungen der Stoffe für Gesundheit und Umwelt,
- verwertet werden darf nicht um jeden Preis, gefordert ist die umweltverträgliche Verwertung,

- in die Recyclingsysteme müssen Schadstoffsinken eingebaut werden, z.B. durch
  - Verbrennungsanlagen und
  - Deponien.

Sowohl wegen der Quantität der Abfälle als auch wegen der Qualität der darin enthaltenen Stoffe bietet sich zunächst sowohl die stoffliche als auch die energetische Verwertung der im Abfall enthaltenen Ressourcen an.

Für die Rohstoffgewinnung aus Abfall sind zahlreiche Probleme zu überwinden. Wesentliche Herausforderungen sind:

- Gemischter Abfall ist physikalisch und chemisch heterogen und schwer oder gar nicht exakt beschreibbar; dies unterscheidet Abfall von primären Rohstoffen aus natürlichen Lagerstätten wesentlich.
- Verfahren und Maschinen der Grundstoffindustrie können für die Abfallaufbereitung nicht ohne Modifikationen übernommen werden, sie müssen an die Besonderheiten des Abfalls und der daraus zu erzeugenden Produkte angepasst werden; die anfängliche Unterschätzung dieser Herausforderung des Recyclings trug erheblich zum Scheitern der ersten Generation der Abfallaufbereitungsanlagen für gemischte Siedlungsabfälle bei.
- Die Industrie stellt hohe Anforderungen an:
  - die Qualität der Sekundärrohstoffe und
  - die Kontinuität der Lieferung hinsichtlich der Menge.
- Die Kosten der Prozesskette Sammlungslogistik, Abfallaufbereitung, Transport zur Weiterverarbeitung, Logistik, Güterproduktion sind sehr hoch; dies gilt insbesondere für Energie und für den Verschleiß der Aufbereitungsanlagen.
- Die Erlöse für die produzierten Sekundärrohstoffe sind häufig für die Kostendeckung zu gering und unterliegen konjunkturebedingten Marktschwankungen.

Im Laufe der Jahrzehnte wurden einige dieser Probleme gelöst. Weitere Aufgaben sind noch zu bewältigen. Dabei kommt der Wirtschaftlichkeit des Recyclings entgegen, dass bei einigen Abfallarten ein erheblicher Teil der Kosten durch Entsorgungserlöse gedeckt wird.

Die energetische Abfallverwertung – Energie-Wandlung durch Abfallverbrennung – hat in Deutschland einen hohen technischen Standard erreicht.

Die Auswertung der Interessenvertretung der Thermischen Abfallbehandlungsanlagen Deutschland e.V. (ITAD) für 64 der 68 Anlagen zur thermischen Behandlung von Siedlungsabfall ergab:

- In 44 Anlagen werden sowohl elektrischer Strom als auch Wärme – als Fernwärme oder -dampf – erzeugt, dies sind Kraft-Wärme-Kopplungs (KWK)-Anlagen,
- in neun Anlagen wird nur elektrischer Strom erzeugt,
- in neun Anlagen wird Dampf vollständig an einen externen Nutzer abgegeben, das ist in der Regel ein Kraftwerk oder Heizkraftwerk und
- in zwei Anlagen wird nur Fernwärme erzeugt.

Ersatzbrennstoff-Kraftwerke werden regelmäßig in der Nähe von Unternehmen mit hohem Energiebedarf errichtet; das sind z.B. Papierfabriken, in denen die Entsorgung eigener und fremder Abfälle mit der Energieversorgung kombiniert wird, Zementwerke, Holz verarbeitende Betriebe, Unternehmen der Lebensmittelindustrie, Industrie- und Gewerbeparks.

Die Abfallverbrennung leistet einen Beitrag zur Energieversorgung:

- Abfallverbrennungsanlagen sind Kleinkraftwerke,
- es handelt sich um eine kostengünstige Verstromungstechnik für Grundlast,
- eine Tonne Abfall liefert 600 kWh Strom,
- neunzehn Mio. Tonnen Siedlungsabfall werden in Deutschland verbrannt; damit werden,
  - rund fünf Mio. Megawattstunden Strom und
  - rund fünfzehn Mio. Megawattstunden Fernwärme erzeugt.

Neue Energien – das heißt nicht nur Biomasse-, Biogas-, Wind-, Solar- und Geothermie-

kraftwerke, sondern auch Kraftwerke auf der Basis von Abfällen. Abfallverbrennungsanlagen und Ersatzbrennstoffkraftwerke sind Kraftwerke auf der Basis von Abfällen und Ersatzbrennstoffen, die hohe Anteile an regenerativen Energieträgern enthalten. Restabfälle aus Haushalten und Gewerbe bestehen in Abhängigkeit vom Sammelgebiet bis zu 50 % aus biogenen Abfällen. Ersatzbrennstoffe können in Abhängigkeit vom Verfahrensinput und vom Aufbereitungsverfahren bis zu 70 % biogene Stoffe enthalten.

### 2.1 *Beispiel der stofflichen Verwertung*

Das Potential für das stoffliche Recycling ist unüberschaubar groß, es umfasst theoretisch alle Stoffe, die in den Verkehr gebracht werden, einschließlich der Stoffe, die jemals auf Deponien und Halden abgelagert wurden. Nach aktuellen Schätzungen liegen alleine in Deponien in Deutschland

- Metalle, und zwar
  - 26 Mio. Tonnen Eisenschrott,
  - 850.000 Tonnen Kupferschrott und
  - 500.000 Tonnen Aluminiumschrott.
- mehrere hundert Mio. Tonnen Kunststoffe und organische Abfälle mit einem geschätzten gewinnbaren Energieinhalt von rund 1.500 Terawattstunden; das entspricht etwa 58 % des deutschen Gesamt-(Primär) Energieverbrauchs für ein Jahr.

Doch ist der Aufwand, der mit dem Rückbau von Deponien und mit der Rückgewinnung von Stoffen aus Deponien durch Aufbereitung des gesamten Materials verbunden ist, sehr groß – auch in Anbetracht der dafür notwendigen Maßnahmen für den Arbeitsschutz. Daher wurden Deponien bisher hauptsächlich aus anderen Gründen rückgebaut, z.B. weil sie anders nicht zu sanierende Altlasten darstellten oder das Deponiegelände für andere, höherwertige Zwecke benötigt wurde. Mit Ausnahme weniger Stoffe, die schon wegen ihres offensichtlichen Werts von Anbeginn der Geschichte nach ihrer Lebensdauer wieder zur Herstellung neuer Gegenstände verwendet wurden – z.B. Metalle und wertvolles Baumaterial – sind umfassende Recyclingbemühungen relativ neu. Bei den Stoffen und Stoffgruppen, die derzeit im Zentrum der Recyclingbemühungen in den 27 Mitgliedstaaten der Europäischen Union stehen, stellen die mineralischen Abfälle mit fast 75 % das größte Mengenpotential dar. Die verwertete Menge ist ebenfalls hoch; allerdings kann bei den mineralischen Abfällen nur in Ausnahmefällen von hochwertiger Verwertung gesprochen werden. Gute Erfolge werden bei den haushaltsnah erfassten Stoffen Papier und Glas erzielt sowie bei den Metallen, weil sie wertvoll sind und daher der Anreiz zur Erfassung und Verwertung hoch ist. Die Verwertungsprozesse sind für die verschiedenen Stoffgruppen sehr unterschiedlich und auch unterschiedlich weit entwickelt.

### 2.2 *Beispiele der energetischen Verwertung*

Abfälle können auf vielfache Art in unterschiedlichen Anlagentypen energetisch verwertet werden. Am bekanntesten sind Abfallverbrennungsanlagen, in denen hauptsächlich Restabfälle aus Haushalten und Gewerbe aber auch Sperrmüll und Klärschlamm verbrannt werden. In neuerer Zeit werden Abfälle zu Ersatzbrennstoffen aufbereitet, die in Monoverbrennungsanlagen sowie in Kraft- und Zementwerken verbrannt werden.

In zahlreichen Kläranlagen wird Klärschlamm anaerob stabilisiert. Das hierbei gewonnene Klärgas wird meistens anlagenintern, z.B. für die Klärschlamm-trocknung und -verbrennung, verwertet und spielt daher für die öffentliche Energieversorgung eine unbedeutende Rolle.

In neuerer Zeit werden Bioabfälle aus der getrennten Sammlung zunehmend vor der aeroben Behandlung – Kompostierung – anaerob behandelt, also vergoren; das gewonnene Biogas wird energetisch verwertet. Hierzu wurden unterschiedliche Verfahren entwickelt, z.B. für die Verwertung des Biogases in Kraft-Wärme-Kopplungsanlagen sowie für die Aufbereitung des Gases zur Einspeisung in Erdgasnetze. Ihr Beitrag zur Energieversorgung ist noch unbedeutend.

#### 2.2.1 *Abfallverbrennung*

In Deutschland werden 68 Anlagen zur thermischen Behandlung von gemischten Siedlungsabfällen mit einer Gesamtkapazität von etwa 19 Mio. Tonnen pro Jahr betrieben – davon 67 Ab-

fallverbrennungsanlagen und eine Pyrolyseanlage (Burgau).

Die Möglichkeiten der Energienutzung sind eng mit der Standortwahl verbunden. In der Vergangenheit wurden Abfallverbrennungsanlagen zur Vermeidung von Konflikten zum Teil weit entfernt von Städten und Ortschaften errichtet. Folglich steht für diese Anlagen kein Wärmeabnehmer zur Verfügung, so dass nach der Stromerzeugung die Restwärme ungenutzt über Dach abgegeben wird. Im Verlauf der neunziger Jahre trat der Aspekt der Energienutzung deutlich stärker in den Vordergrund. Inzwischen ist die örtliche Nähe zu Wohn- und Gewerbegebieten mit der möglichst ganzjährigen Möglichkeit der Wärmenutzung durch Fernwärme, Fernkälte und Prozessdampf ein entscheidender Faktor bei der Standortsuche für Abfallverbrennungsanlagen geworden. Um die Energienutzung insbesondere auch während der Sommermonate zu optimieren, werden derzeit Projekte zur Bereitstellung von Fernkälte entwickelt, zum Beispiel in Kassel und Wien.

### 2.2.2 Ersatzbrennstoffkraftwerke

Kraftwerke auf Ersatzbrennstoffbasis sind inzwischen der Hauptverwertungsweg für Ersatzbrennstoffe aus Siedlungs- und Gewerbeabfällen.

In Deutschland sind 35 Ersatzbrennstoff-Kraftwerke mit einer Kapazität für Ersatzbrennstoffe aus Siedlungs- und Gewerbeabfällen von 4,62 Mio. Tonnen pro Jahr in Betrieb (Stand August 2012). Eine weitere Anlage befindet sich derzeit in Bau.

Wesentlich für die Standortwahl von Ersatzbrennstoff-Kraftwerken ist die gesicherte kontinuierliche Abnahme der Energie. Die Nutzung der Wärme ist sowohl aus wirtschaftlichen als auch aus ökologischen Gründen – Energieeffizienz – anzustreben. Die Ersatzbrennstoff-Kraftwerke dienen:

- der Energieversorgung einzelner Anlagen, einzelner Werke oder Unternehmen, z.B. von Papierfabriken,
- der Energieversorgung von Industrie- oder Gewerbeparks sowie
- der öffentlichen Energieversorgung z.B. durch Stadtwerke.

### 2.2.3 Mitverbrennung in Kohlekraftwerken

Der zweitwichtigste Entsorgungsweg für siedlungs- und gewerbeabfallstämmige Ersatzbrennstoffe ist die Mitverbrennung in Braun- und Steinkohlekraftwerken. Ersatzbrennstoffe aus gemischten Siedlungsabfällen und/oder produktionsspezifischen Gewerbeabfällen wurden bisher an mehr als zwanzig Kraftwerksstandorten mit unterschiedlichem Erfolg eingesetzt: An etwa der Hälfte der Standorte wurde – nach kürzerem oder längerem versuchsweisen Einsatz – der Dauerbetrieb aufgenommen. Es sind jedoch mehrere Fälle bekannt, bei denen es aufgrund gravierender Betriebsprobleme zum Abbruch der Versuche oder des Dauerbetriebs kam.

## 2.3 *Stoffliche und energetische Verwertungsoption*

Einige Abfälle können sowohl rohstofflich als auch energetisch verwertet werden. Beispiele sind Klärschlämme und Bioabfälle.

### 2.3.1 Klärschlämme

In Deutschland fallen etwa zwei Mio. Tonnen Trockenmasse Klärschlämme pro Jahr an. Bei ihrer Entstehung weisen sie Wassergehalte von mehr als 95 % auf. Zudem enthalten sie erhebliche Mengen an Schwermetallen und zusätzlich pathogene Keime. Diesen Schlämmen muss vor ihrer Verwertung durch Stabilisierung, Eindickung, Entwässerung und Trocknung viel Wasser entzogen werden, damit sie sich für die stoffliche Verwertung in der Landwirtschaft, zur Rekultivierung oder Kompostierung sowie für die energetische Verwertung in Abfall- und Monoverbrennungsanlagen, in Kohlekraft- und Zementwerken eignen.

Klärschlämme stellen sowohl hinsichtlich ihrer Qualität als auch ihrer Quantität ein erhebliches Entsorgungsproblem dar.

Kommunale Klärschlämme werden in einigen Hausmüllverbrennungsanlagen mitverbrannt. Dieser Entsorgungsweg hat in den letzten Jahren an Bedeutung verloren. Ein Grund hierfür sind die Behandlungskosten in diesen Anlagen, so dass deren Betreiber wirtschaftlich nicht mit anderen Verwertungsunternehmen konkurrieren können.



Bei der Monoklärschlammverbrennung werden Klärschlämme in eigens dafür errichteten Anlagen verbrannt. Die Monoverbrennungsanlagen werden meistens auf dem Gelände der Kläranlage betrieben. Das hat für den Betreiber den Vorteil, dass Abwasserbehandlung und Klärschlamm Entsorgung an einem Standort stattfinden, so dass Synergieeffekte genutzt werden können. Zur Monoklärschlammverbrennung werden Wirbelschichtöfen, Etagenöfen, Etagenwirbler und Zykloidfeuerungen eingesetzt.

Die Mitverbrennung von Klärschlamm in Kohlekraftwerken hat zunehmende Bedeutung für die Klärschlamm Entsorgung. Klärschlamm kann in Braunkohle- und in Steinkohlekraftwerken mitverbrannt werden. Feuerungsarten sind hauptsächlich Staub- oder Wirbelschichtfeuerungen. Entwässerter und getrockneter Klärschlamm hat im Vergleich zu Kohle relativ hohe Anteile an mineralischen Bestandteilen von etwa 40 bis 50 %. Entsprechend hoch ist der Gehalt an Asche, die nach der Verbrennung entsorgt werden muss; auch ist der auf die gesamte Trockenmasse bezogene Heizwert niedrig, er liegt im voll getrockneten Zustand bei 9 – 12 MJ/kg. In den meisten Kraftwerken hat sich ein Klärschlammanteil von bis zu 5 % der Brennstoffmasse bewährt. Die Mitverbrennung dieser Menge kann ohne oder nur mit geringen Problemen bewältigt werden.

### 2.3.2 Bioabfälle

Das Aufkommen an Bioabfällen liegt bei fast acht Mio. Tonnen pro Jahr, dazu tragen Abfälle aus der Biotonne sowie biologisch abbaubare Garten- und Parkabfälle jeweils etwa zur Hälfte bei. Bei der Vergärung von Bioabfällen wird Biogas produziert, das energetisch verwertet wird. Die Sekundärabfälle aus diesen Verfahren können stofflich als Bodenverbesserungsmittel oder energetisch nach weiterer Aufbereitung als Ersatzbrennstoffe verwertet werden.

## 2.4 *Stoffliche und energetische Verwertung in einem Prozess*

Ein Beispiel für die kombinierte energetische und stoffliche Abfallverwertung in einem Prozess ist die Herstellung von Zementklinkern. Hier verbleibt die Asche der Ersatzbrennstoffe im Produkt und wird so Bestandteil des Zements. Im Jahr 2010 waren in Deutschland 54 Zementwerke in Betrieb.

### 2.4.1 Sekundäre Rohstoffe

Bei der Herstellung von Portlandzementen werden zunehmend auch sekundäre Rohstoffe eingesetzt, die – wie die natürlichen Rohstoffe – Silicium-, Aluminium-, Eisen- und/oder Calciumoxid als Hauptbestandteile enthalten. Zu den Sekundärrohstoffen zählen zum Beispiel Kalkschlämme aus der Trink- und Wasseraufbereitung (Ca), Gießereialtsande (Si), Rückstände aus der Kohleaufbereitung (Si-Al), Stahlwerksstäube und Walzzunder (Fe) sowie Hüttensande (granulierte Hochofenschlacke) und Flugaschen (Si-Al-Ca). Der Bedarf an Sulfatträgern, die zur Steuerung der Verarbeitungseigenschaften der Zemente dienen, wird zum Teil durch Gips aus Abgasentschwefelungsanlagen gedeckt.

### 2.4.2 Ersatzbrennstoffe

Das Klinkerbrennen ist ein sehr energieintensiver Prozess. Die herkömmlichen Brennstoffe für die Zementindustrie – hauptsächlich Kohlen – wurden seit den neunziger Jahren zum Teil durch Petrolkoks substituiert.

Inzwischen werden auch Ersatzbrennstoffe in beträchtlichem Umfang eingesetzt. Ihr Anteil am gesamten Brennstoffenergieeinsatz stieg in den vergangenen Jahren kontinuierlich an, im Jahr 2010 lag er in Deutschland bei 61 %. Die größten Massenanteile entfielen auf

- Fraktionen aus Industrie- und Gewerbeabfällen: insgesamt etwa 1,6 Mio. Tonnen pro Jahr – darunter Kunststoffe, Zellstoff/Papier/Pappe und sonstige Fraktionen,
- aufbereitete Fraktionen aus Siedlungsabfällen: 287.000 Tonnen pro Jahr,
- Klärschlämme: 276.000 Tonnen pro Jahr,
- Reifen: 253.000 Tonnen pro Jahr und
- Tiermehle und -fette: 182.000 Tonnen pro Jahr.

### 3 GRENZEN DER ABFALLVERWERTUNG

Die Politik gibt hohe Ziele für die Abfallverwertung vor. Dies schlägt sich in den EG-Richtlinien der Europäischen Union und daraus abgeleitet in den nationalen Gesetzen nieder. Einige Autoren von Beiträgen zur Abfallrahmenrichtlinie versteigen sich sogar zur Wortschöpfung Recyclinggesellschaft. Vorübergehend wurde in Deutschland auch die Forderung nach der völligen Vermeidung von Deponien erhoben.

Es gibt einen gesellschaftlichen Konsens, dass die stoffliche Abfallverwertung prinzipiell der energetischen Verwertung vorzuziehen ist, wie dies politisch gewollt und auch in den gesetzlichen Vorgaben vorgesehen ist.

Die stoffliche Verwertung ist leicht zu bewerkstelligen, wenn die Stoffe zumindest weitgehend sortenrein vorliegen, wie dies bei getrennt erfassten Fraktionen häufig der Fall ist, z.B. bei Papier, Glas und Schrott, soweit er stofflich vereinzelt vorliegt, aber auch z.B. bei sortenrein erfassten Produktionsabfällen wie bei bestimmten Kunststoffen. In vielen Fällen treten jedoch mehr oder minder große logistische, verfahrenstechnische, wirtschaftliche und rechtliche Hindernisse auf. Dazu können hygienische und ökologische Gründe kommen, die in Einzelfällen gegen die stoffliche Verwertung sprechen. Der vollständigen Abfallverwertung stehen also ökologische, hygienische, logistische, technische, ökonomische und auch rechtliche Bestimmungen entgegen. Nicht ökologisch ist ein Verwertungsverfahren, wenn Ressourcenverbrauch und Umweltbelastung für das Recyclingverfahren für einen Stoff höher als der Nutzen sind, der durch die Rückgewinnung des betrachteten Stoffs erzielt wird. Weil die Beurteilung des ökologischen Nutzens wegen der Vielzahl und Komplexität der Beurteilungsparameter schwierig ist, wurden für seine Ermittlung zahlreiche Methoden entwickelt, von denen sich die Instrumente Ökoeffizienzanalyse und Ökobilanzen für Einzelfallbetrachtungen bewährt haben.

Primäre Rohstoffe werden in allen Ver- und Bearbeitungsstufen verändert und gemischt, bevor sie zu Abfällen werden, die Bestandteile enthalten können, die bei ihrer Entsorgung – also auch ihrer Verwertung – als Schadstoffe wirken können. Diese Kontaminationen geschehen auch beim Konsum sowie bei der Erfassung und Lagerung der Abfälle.

Es ist nicht das Ziel einer umweltverträglichen Abfallverwertung, dass Schadstoffe endlos im Kreislauf geführt werden. Vielmehr ist es unverzichtbar, in die Vorbereitung der Verwertung Schadstoffsinken einzubauen. Dafür müssen ggf. Verfahren angewendet werden, mit denen Schadstoffe zerstört oder konzentriert und ausgeschleust werden. Organische Schadstoffe werden am besten mit thermischen Verfahren zerstört. Für die Ausschleusung anorganischer Schadstoffe kann die Abfallverbrennung die optimale Lösung darstellen, sofern sie in brennbaren Abfällen enthalten sind. Die meisten der in Verbrennungsanlagen gelangenden, in Abfällen enthaltenen anorganischen Schadstoffe werden in den Sekundärabfällen aus der Abgasbehandlung konzentriert und können unter Tage sicher von der Biosphäre abgeschlossen abgelagert werden. Nicht brennbare und wegen ihres Schadstoffgehalts nicht verwertbare Abfälle müssen auf Deponien abgelagert werden, die entsprechend der Gefährlichkeit der Abfälle zugelassen sind. Daher werden Deponien auch zukünftig unverzichtbare Bestandteile einer verantwortungsbewussten Abfallwirtschaft bleiben.

Wirtschaftliche Faktoren bestimmen ebenfalls Grenzen der Verwertung. Zunächst muss überhaupt ein Markt vorhanden sein oder mit vertretbarem Aufwand geschaffen werden können. Die potentiellen Abnehmer von sekundären Rohstoffen fordern sichere Qualität, Quantität und Kontinuität der Lieferung, insbesondere wenn mit der Übernahme der Abfälle zur Verwertung erhebliche Investitionen oder die Gefahr zukünftiger Altlasten verbunden sind.

Abfälle zur Verwertung, die durch technische Verfahren zu sekundären Rohstoffen werden, konkurrieren mit primären Rohstoffen auch über den Preis. In Zeiten niedriger Rohstoffpreise ist dies schwierig, wenn der finanzielle Aufwand für die Herstellung stofflich verwertbarer Recyclingprodukte außer Verhältnis zum erzielbaren Preis steht.

Die Forderungen an die Qualität von Recyclingprodukten sind in zahlreichen Rechtsverordnungen, Normen und Richtlinien geregelt. Ersatzbaustoffe müssen z.B. für ihre Zulassung aufwendige Zulassungsverfahren durchlaufen (Bertram 2011). Dadurch werden auch zukünftig unüberwindbare Barrieren für die Verwertung nicht vorschriftenkonformer Stoffe errichtet. Ein weiteres Hindernis kann der Übergang vom Abfall zum Produkt darstellen, weil Recyclingprodukte dann dem Regime von REACH unterfallen können. Ein Restnutzen kann aus stofflich nicht verwertbaren Restabfällen durch energetische Abfallverwertung gezogen werden.

#### 4 FAZIT

- Die EG-Abfallrahmenrichtlinie gibt die Prioritäten für die Gestaltung der zukünftigen Kreislaufwirtschaft vor: Abfallvermeidung – Vorbereitung zur Wiederverwendung – Recycling – sonstige Verwertung – Beseitigung.
- Das Recycling hat hohe Priorität, jedoch müssen ökologische und ökonomische Grenzen beachtet werden.
- Recycling und Verbrennung stehen nicht in Konkurrenz. Beide Verfahrensprinzipien ergänzen sich und sind für eine ökologische und ökonomische Abfallwirtschaft unverzichtbar.
- Die Forderungen an die Kreislaufwirtschaft sind:
  - die Verfahren der Abfallbehandlung – stoffliche und energetische Verwertung sowie thermische Restabfallbehandlung – sind Bestandteile homogener Entsorgungssysteme und müssen daher schon in der Planung aufeinander abgestimmt werden;
  - organische Schadstoffe müssen zerstört und anorganische Schadstoffe müssen ausgeschleust und sicher von der Biosphäre abgeschlossen gelagert werden.
- Restabfall kann mechanisch-biologisch vorbehandelt werden. Durch dieses Verfahren wird die Verbrennung nicht vermieden, sie wird lediglich um eine Verfahrensstufe verschoben. Im Durchschnitt gehen vom Input in mechanisch-biologischen Abfallbehandlungsanlagen bis zu sechzig % in die Verbrennung.
- Die Verbrennung ist das höchst entwickelte Restabfallbehandlungsverfahren. Die Anlagen sind umweltschonende Kraftwerke und stellen ideale Kombinationen von Ent- und Versorgung dar.

#### LITERATUR

- Bertram, H.-U. (2011) Neues Recht für die Verwertung mineralischer Abfälle aus Sicht des Vollzuges. In: *Thomé-Kozmiensky, K.J., Goldmann, D. (Hrsg.): Recycling und Rohstoffe, Band 4*. Neuruppin: TK Verlag Karl Thomé-Kozmiensky, S. 309-333.
- Meadows, D.H., Meadows, D.L., Randers, J. & Behrens, W.W. (1972) *III: The Limits to Growth*. *Universe Books*, 1972 – Die Grenzen des Wachstums. Bericht des Club of Rome zur Lage der Menschheit. Aus dem Amerikanischen von Hans-Dieter Heck. Deutsche Verlags-Anstalt, Stuttgart 1972, Rowohlt, Reinbek, 1973.
- Thomé-Kozmiensky, K.J. (1984) Die Wiener Anlage zur Rohstoffrückgewinnung – Situationsanalyse und Konzeption zur Sanierung. In: *Thomé-Kozmiensky, K. J. (Hrsg.): Brennstoff aus Müll*. Berlin: E.F.-Verlag für Energie- und Umwelttechnik GmbH, S. 7-43.

# The Application of Ultrasonic Waves for Enhanced Oil & Gas Production

H. Hofstätter, H. Kunanz & H. Müller

*Chair of Petroleum Production and Processing, Montanuniversitaet Leoben, Austria*

**ABSTRACT:** Since more than 70 % of the oil produced worldwide is by definition “heavy oil”, precipitation of waxes (paraffins and asphaltenes) is known to be a serious problem in oil production and is the cause for limited flow rates, plugging of pipes, additional load on the artificial lifting equipment, and therefore abnormal wear and excessive energy consumption.

As oil usually comes along with water, there is always a good chance of precipitation by scaling products, which plug the perforations as well as the near wellbore zone. In gas production, hydrates constitute a serious problem since they may plug chokes, tubulars and surface equipment. Another major issue in oil and gas production is phase separation (oil, gas, water).

So far, all of these problems usually are resolved by expensive borehole interventions and/or by injection of chemicals.

It could be demonstrated in the lab and in the oilfield that the use of Ultrasonic (US) waves can replace chemical applications or at least reduce the amount of chemicals needed. Therefore application of US waves contributes essentially to environmental protection and to HSE (Health, Safety & Environment) in general.

## 1 INTRODUCTION

### 1.1 *Basic Principles of the Application of Ultrasound(US) waves (Sonochemistry)*

Ultrasound is a cyclic sound pressure wave. It is measured in Hertz(Hz). As ultrasound is defined as sound in a frequency beyond the audible range of humans, its frequency lies between 20kHz and 10 MHz. According the frequency it can be distinguished between low frequency ultrasonic waves which range from 20 kHz to 2 MHz and high frequency sounds ranging from 2 MHz to 10 MHz. For sonochemical applications, low frequency waves are usually used. (Mason 2002)

#### 1.1.1 Input of US into fluids

Generation of ultrasound waves is based on utilization of the inverse piezo-electric effect. This effect describes the ability of specific crystals (e.g. quartz) to respond to the change of an applied alternating current voltage with expansion and compression according to load. Thereby, the crystal is set in vibration. This vibration is transmitted into a medium via a metallic vibrator.

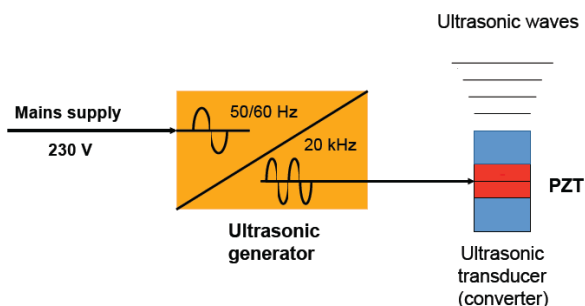


Fig. 1: Scheme of US Generator (Progress Ultrasonics AG 2011)

Ultrasound is transmitted through any substance that has elastic properties. Ultrasound waves induce oscillation of fluid molecules at their resting position. Each molecule of the medium transmits its motion to the adjoining molecules. Due to the fact that ultrasound waves are longitudinal waves, the oscillation of the molecules occurs along the width of the propagation direction of the wave. Because of different dampening effects, there is poor transmission within gases but good transmission within liquids. Due to the oscillation of the liquid particles, changes in pressure occur and generate areas of compression and rarefaction. Fig. 2 shows the displacement and pressure graphs of a longitudinal wave (Mason 2002).

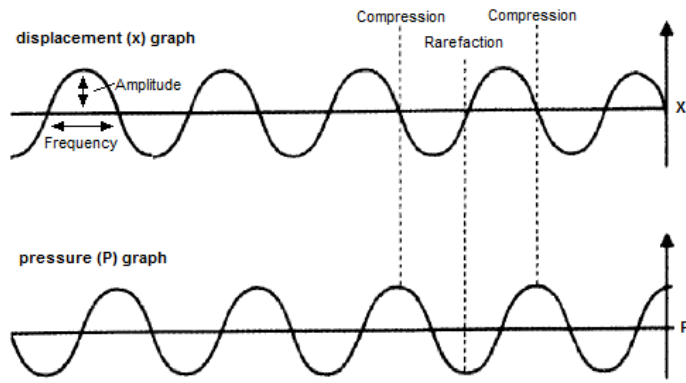


Fig. 1: Displacement and pressure graphs of a longitudinal wave. (Mason 2002)

### 1.1.2 Cleaning effects of US

During the rarefaction cycle, the average distance between the molecules increases. If this distance goes beyond the critical molecular distance (overcoming their force of attraction) the liquid will break down and bubbles are generated. Conversely the average distance between the molecules decreases during the compression cycle, which leads to a violent implosion of the previously built bubbles. High energy is set free (pressures  $> 1000$  bar and temperatures  $> 1000$  °C). This process is called the ultrasound cavitation.

In addition, during this process the particles within the liquid become accelerated. The ultrasound cleaning effect is based on two mechanisms of action. On the one hand the abrasive effect of the accelerated particles, on the other hand the occurrence of cavitation.

The higher the ultrasonic frequency, at the same sound intensity, the lower is the intensity of cavitation and the higher the number of cavitation events (soft cavitation). When the frequency of the waves, as a function of liquid properties and energy intensity, is too high, the rarefaction and compression cycles are too short and thus the bubbles do not have enough time to grow to a sufficient size to cause disruption of the liquid, and no cavitation occurs (Mason 2002).

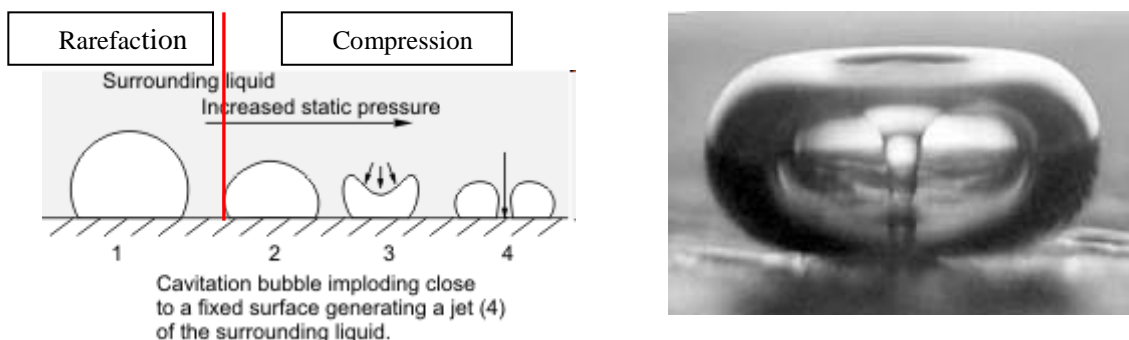


Fig. 2: Asymmetric cavitation (Progress Ultrasonics AG 2011)

If cavitation occurs on a solid surface, an additional effect can be used. In this case the implosion occurs asymmetrical. This leads to a high energetic jet stream towards the solid surface and thus to a higher cleaning performance.

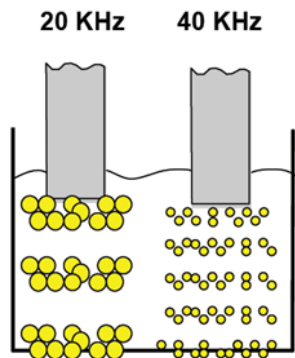


Fig. 3: Hard and soft cavitation bubbles (Mason 2002)

### 1.1.3 Parameters influencing US effects

The factors of influence refer on one hand to the ultrasound itself, on the other hand to properties of the transmission medium.

#### US Parameters:

- **Intensity:** A higher intensity equals to a higher energy intake, thus to gain cavitation the threshold can be higher and if it occurs it is more aggressive. In any case it leads to a faster increase in temperature. Referring particle acceleration, it increases with higher intensity and thus increases the abrasive effect.
- **Frequency:** The higher the ultrasonic frequency, at a given intensity, the lower is the intensity of cavitation and the higher the number of cavitation events. Thus the cavitation is less violent. When the frequency of the waves, as a function of liquid properties and energy intensity, is too high, the rarefaction and compression cycles are too short and thus the bubbles do not have enough time to grow to a sufficient size to cause disruption of the liquid. This leads to oscillating bubbles, and no cavitation occurs. In this case the cleaning effect is limited to the abrasive impact of particle acceleration and to the catalytic effect of the rise of temperature on chemical reactions.

#### Medium Parameters:

- **Hydrostatic pressure:** Increasing hydrostatic pressure leads to a higher cavitation threshold. If cavitation occurs it is more aggressive.
- **Flow velocity:** Increasing flow velocity lowers the cavitation threshold. If cavitation occurs it is less aggressive.
- **Fluid density:** Higher density increases the hydrostatic pressure.
- **Viscosity:** Higher viscosity increases the cavitation threshold, if cavitation occurs it is more aggressive.
- **Surface tension:** Higher surface tension increases the cavitation threshold. If cavitation occurs it is more aggressive.
- **Temperature:** Higher temperature lowers the cavitation threshold.
- **Dissolved gases:** Dissolved gases are lowering the cavitation threshold. If cavitation occurs it is less aggressive.
- **Electric conductivity:** Dissolved salts are leading to a higher hydrostatic pressure, therewith to a higher cavitation threshold.

## 2 US APPLICATION IN BOREHOLES

In boreholes and surface facilities, ultrasound is basically applied in order to remove precipitations of paraffins, asphaltenes, scalings, and hydrates as well as for degassing.

## 2.1 Paraffins

Even slight changes of equilibrium conditions can lead to paraffin precipitations in the crude oil. This does not automatically mean that deposition takes place. Normally, the deposition depends on how close the crude is to its solubility saturation point and how much paraffin the crude contains. When paraffin crystals participate, they tend to disperse in the crude. If there are fine particles like asphaltenes, formation fines or corrosion products in the crude oil, small paraffin crystals can use them as nucleating material and agglomerate to bushy particles. Thus, much later, particles may separate from the crude and deposit on the surface of the well producing system (Allen 2008).

The most common reason for precipitation and the following deposition of paraffin is a temperature reduction. The solubility highly depends on temperature conditions, the lower the temperature, the lower the solubility. During the production, the crude or the associated gas gets expanded, which causes a decrease in temperature of the fluid. When the temperature drops below the wax melting point, paraffin precipitates and the agglomeration may start, which means a deposition of these waxes on the surfaces of the production system. Another effect is the decrease of solubility of waxes through losses of gas and light hydrocarbons on surface. Due to this fact paraffin deposition on surface lines and tanks occur. In general high gas-oil ratios magnify problems with paraffin deposition (Allen 2008).

There are different signs that can indicate the start of paraffin deposition. The incidence of cloudiness in the crude oil for example can give a hint that paraffin precipitates. When paraffin accumulation appears in stock tanks, it will soon occur in the flowline, tubing and possibly in the wellbore, too. In the tubing paraffin can overload the rod-pumps, which may break. In the end paraffin can cause a decrease of production.

Furthermore, an increased production rate means higher temperature at the wellhead and so less paraffin deposition, whereas decreasing production rates cause the opposite effect and so more paraffin depositions are generated (Allen 2008).

## 2.2 Asphaltenes

The asphaltene deposition is depending on the thermodynamics of the system, which means temperature, pressure and the composition of the crude. The ability to keep asphaltenes in suspension also depends on the relative amount of paraffins, aromatics and resins in the crude oil. There are two effects by which flocculation and deposition of asphaltenes can occur. The first one is a drop in pressure or temperature and the second one are destabilizing factors like acid, CO<sub>2</sub> or aliphatic solvents, which arise during well treatments. (Allen 2008)

Flocculated asphaltenes have some specific characteristics. They exhibit positive charges and officiate as cationic surfactants. Due to their positive charge they try to attach to negative charged surfaces, as given by clays and sands. These particles can be bigger than 0.1 microns and can effect pore plugging. Another negative characteristic of flocculated asphaltenes is to stabilize water in oil emulsions when they act as nucleating agents. (Allen 2008)

## 2.3 US application for paraffins and asphaltenes

- **Precipitation inhibition:** In this case the mode of action of ultrasound is based on the reduction of viscosity and the increase of temperature by ultrasound application. Both lead to an enhanced solubility and thus to precipitation inhibition.
- **Cleaning of surfaces:** The main effects referring the removal of already attached paraffins on solid surfaces are the asymmetric cavitation and the abrasive impact of accelerated particles.

## 2.4 Non Organic Scaling

The scaling always depends on the produced water and its ingredients. Frequently dominant non organic scales in oil fields are calcium carbonate ( $\text{CaCO}_3$ ), gypsum ( $\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ ) barium sulfate ( $\text{BaSO}_4$ ) and sodium chloride ( $\text{NaCl}$ ). In boilers and in combination with heat-treaters calcium sulfate ( $\text{CaSO}_4$ ) or anhydrate does occur. Not that often found is strontium sulfate ( $\text{SrSO}_4$ ). The biggest costs in the case of scaling are probably the losses of oil and gas production during the removal treatment (Allen 2008).

The main effects referring the removal of non-organic scaling are the asymmetric cavitation and the abrasive impact of accelerated particles via ultrasound. With ultrasound it should be possible to reduce production losses considerably.

A number of lab tests have shown that scaling can be removed by US application in pure water only, too. When testing the removal of  $\text{CaCO}_3$  with HCl, it could be shown that US speeds the process by up to 200 %.

## 2.5 Ice Destruction by Ultrasound (Lab test)

Natural accumulation of methane hydrate is known worldwide and covered by the term “unconventional gas”. During the production of oil and gas often a temperature decrease leads to the generation of solid methane hydrate. This hampers production, so it should be tested if ultrasonic application can remove or even prevent methane hydrate depositions. Therefore in the pilot tests water-ice simulated the solid methane hydrate when ultrasonic waves were applied.

Water was frozen in a beaker and on top of this cool water was placed to allow the ultrasonic application through a liquid (Fig. 5).



Fig. 4: Ice in a Beaker with Water on top (Kunanz 2011)

The application of ultrasound displayed two different effects. First, there appeared small holes in the ice below the sonotrode which shows that the ultrasound breaks and melts the ice. After a while it became apparent that the rising temperature of the system, due to ultrasonic heating, supported the melting process. This simple test makes it obvious that US can destroy or inhibit the forming of hydrates.

## 2.6 Viscosity Manipulation by US are based on two US effects

As shown in Fig. 5 the viscosity decreases when treated with US. The step curve for example in vis ten indicates that increasing temperature is not the only reason for the viscosity change. It is assumed that ultrasonic cavitation disrupts agglomerations and such speeds up the process.



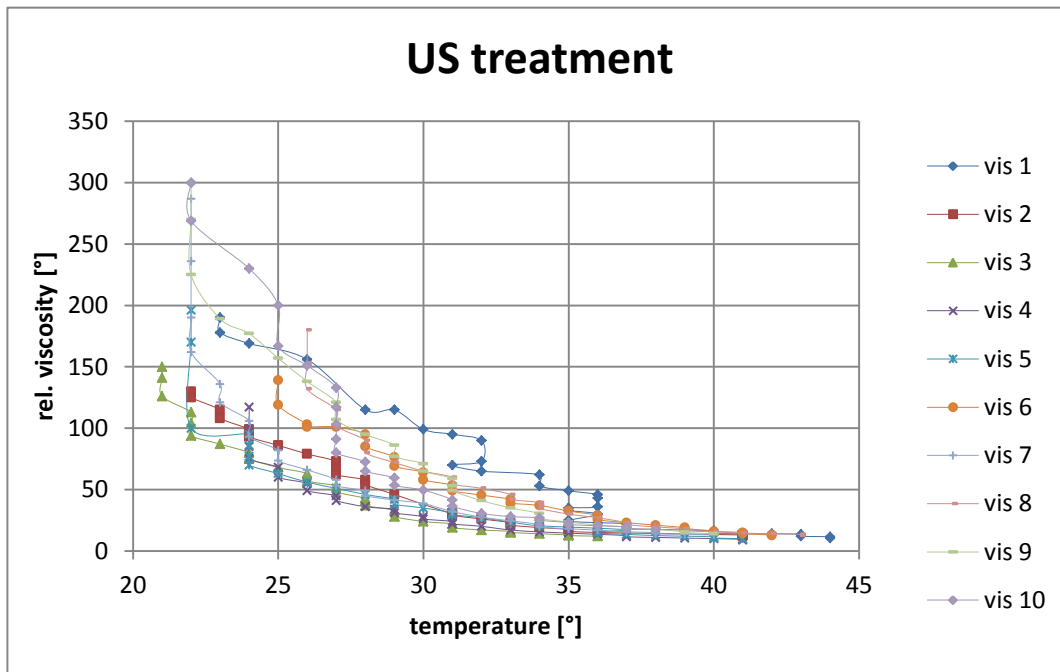


Fig. 5: Viscosity Manipulation by Ultrasound (Kunanz 2011)

### 3 CONCLUSIONS

Ultrasonic (US) offers a wide range of potentials in terms of cleaning from and inhibition of precipitations in the oil and gas industry. Our lab tests could demonstrate that most of these can be removed or dissolved by the application of US with clean water only. This is most promising with respect to further research in this area.

- Dissolving paraffin wax in Petroleum works well,
- Removal of non-organic scaling by US supports chemical agents,
- Ice Destruction by US works well and
- Viscosity manipulation by US works well.

### 4 RESEARCH PROGRAM STARTED IN 2010

As a result of the successful lab tests and the positive experiences with downhole cleaning, the Chair of Petroleum Production & Processing has started a research program on ultrasonic applications for the energy industry. It's the Chair's first goal to reduce the amount of critical or hazardous agents which are still used today and help develop the US technology further as an environmentally friendly alternative. The focus lies within cleaning and inhibiting technologies, shifting from chemical to physical applications.

### 5 REFERENCES

- Allen, T.O. & Roberts, A.P. (2008) Production Operations. *Well Completion, Workover, and Stimulation* Volume 2, Tulsa, Oklahoma: OGCI, Inc., PetroSkills, LLC.
- Mason, T.J. & Lorimer, J.P. (2002) *Applied Sonochemistry*. Weinheim, Germany: Wiley-VCH.
- Kunanz, H. (2011) Master Thesis: *Application of ultrasonic waves in oil and gas production*, Montanuniversitaet Leoben.
- Diaz, M. (2012) Master Thesis: *Effects of Ultrasonic Applications on Separation of Emulsions*. Montanuniversitaet Leoben.
- Progress Ultrasonics AG (2011) Andreas Kühne, Company Present: personal communications.

## Waste Intelligence – die Potenziale der Ressource Abfall

H. Burger

*AVE Umwelt, CEO, Linz, Österreich*

**KURZFASSUNG:** Die Abfallwirtschaft steht vor einem tiefgreifenden Wandel. Steigende Rohstoffpreise bewirken eine höhere Nachfrage nach Sekundärstoffen. Gleichzeitig wird es immer herausfordernder, den anfallenden Konsumabfall fach- und umweltgerecht in möglichst großem Umfang stofflich zu verwerten. Das klassische Geschäftsmodell der privaten Entsorgungswirtschaft, dass ein Unternehmen von der Abholung bis zur endgültigen Deponierung alle Schritte der Wertschöpfungskette abdeckt, wird aufgrund des stetig fortschreitenden Spezialisierungsgrades als vorherrschendes Geschäftsmodell von einer insgesamt diversifizierten Unternehmenslandschaft abgelöst. Die Effizienz der Entsorgungs- und Recyclingprozesse ist jetzt schon ein präsent Thema und wird mittelfristig auch betriebswirtschaftlich immer mehr an Bedeutung gewinnen. Anstelle der Abfallsammler- bzw. -entsorgertätigkeit als Hauptgeschäftsfeld, wird die Aufbereitung von Abfällen zu Sekundärrohstoffen und deren Vermarktung immer weiter in den Vordergrund rücken. Auch der Handel mit CO<sub>2</sub>-Zertifikaten wird für den modernen Entsorger zunehmend interessant. Dafür bedarf es betriebswirtschaftlich abbildbarer, marktfähiger, intelligenter Lösungen – Waste Intelligence.

### 1 EINLEITUNG

2012 – die gesamte Abfallbranche spricht vom Wandel hin zur Ressourcenwirtschaft. Wertstoffe – gewonnen aus Abfällen - sollen – ja müssen - Primärrohstoffe ersetzen, um den steigenden Rohstoffbedarf der Zukunft überhaupt abdecken zu können.

Keine andere Branche befindet sich in einem derartigen Umbruch, oder vielmehr so unmittelbar an der Schwelle in ein neues Ressourcen-Zeitalter, wie die Abfallbranche. Hieß es vor ein paar Jahren noch „Vom Müllkutscher zum Aufbereitungsspezialisten“, so steht die moderne Abfallwirtschaft heute wohl vor der größten Herausforderung ihres ohnehin erst relativ jungen Bestehens. Denn das klassische Geschäftsmodell eines Entsorgers ist bald Geschichte: Anreize zur Abfalltrennung schaffen, Stoffströme bereits beim Verursacher getrennt erfassen, Wertstoffe aufbereiten und der Recyclingindustrie zur weiteren Aufbereitung zur Verfügung stellen sowie den restlichen Abfall energetisch verwerten – also Strom und/oder Wärme erzeugen, das leistet die moderne Entsorgungswirtschaft in Westeuropa seit Jahren, vor allem in Österreich ausgezeichnet. In ihrer kürzlich verfassten Studie „Screening of waste management performance of EU member states“ bescheinigt die EU-Kommission der österreichischen Abfallwirtschaft mit Platz 1 im Gesamtranking der EU 27 ein außerordentlich hohes Niveau.

### 2 DAS KLASSISCHE ENTSORGUNGSMODELL

Wird genau dieses hohe Niveau zum Sargnagel der privaten Entsorgungsbranche? Lässt sich mit dem derzeitigen Geschäftsmodell zukünftig überhaupt noch Geld verdienen? Oder verkommt hier die klassische Abfallwirtschaft zu einem einfachen Hygienefaktor – zum Non-Profit-Daseinsfürsorger für Konsumgesellschaften?

Auch wenn eine IMAS-Umfrage ergibt, dass die Österreicherinnen und Österreicher gleich nach den Ärzten am wenigsten auf die Müllmänner verzichten wollen, so stellt sich am Ende des Tages die Frage – darf mit Umweltschutz auch Geld verdient werden? Denn bei steigenden Investitionskosten für eine saubere Entsorgung wird der Spagat immer größer zwischen dem öffentlichen Auftrag einerseits, Abfallentsorgung auf einem Niveau durchzuführen, sodass die Belastung des „Allgemeingutes“ Natur und Umwelt direkt und indirekt (Recyclingquote) möglichst reduziert wird, und den betriebswirtschaftlichen Zieldimensionen im klassischen Entsorgungsgeschäftsmodell andererseits.

Die mehr oder weniger ausgeprägte öffentliche Wahrnehmung der Abfallentsorgung als „öffentliche Dienstleistung“ verschärft die Lage zusätzlich. Das aktuelle Beispiel Ungarn zeigt, dass man als privater Entsorger bei Erreichung von betriebswirtschaftlichen Zielen, schnell dem Vorwurf ausgesetzt ist, man vernachlässige auf Grund von Profitgier den öffentlichen Auftrag auf Kosten von Umwelt und Lebensraum.

### 3 WASTE INTELLIGENCE

Ein düsteres Bild für die Abfallwirtschaft auf den ersten Blick. Oder aber auch Chance für eine Neuausrichtung und ein neues Selbstverständnis der Branche. Als privater Entsorger, der dem öffentlichen Auftrag einer umweltgerechten Entsorgung nachkommt, heißt es mittelfristig umso mehr, sich von dieser Dynamik bestmöglich zu entkoppeln, und sich als marktfähiger Sekundärressourcenlieferant zu positionieren - und möglichst alle sich abzeichnenden Ertragspotentiale am Ende der Abfallwertschöpfungskette frühzeitig zu erkennen und zu nutzen.

Das heißt, in Zukunft wird es intelligente Lösungen – „Waste Intelligence“ – brauchen, um am Markt zu bestehen. Wertstoffe anstatt Abfall – Erzeugung von marktfähigen Substituten für Primär-Rohstoffe. Darum geht es. Dort liegen die Chancen für die Abfallwirtschaft. Umweltschutz und Ressourcenschonung ist kein politisches Programm mehr und auch kein Selbstzweck – es liegt an der Abfallbranche, die erbrachten Leistungen auch in betriebswirtschaftliche Erfolgskennzahlen zu gießen. Beispiele dafür gibt es bereits jetzt.

#### 3.1 Schlackeaufbereitung: Wertstoffe aus Reststoffen



Abb. 1: Mobile Schlackeaufbereitungsanlage der AMR im Einsatz

Seit Inbetriebnahme der zweiten Verbrennungslinie werden in der Welser Abfallverwertungsanlage (WAV) jährlich über 300.000 Tonnen Restmüll sowie aufbereiteter Gewerbe- und Industrieabfall der thermischen Verwertung zugeführt. Nach der Verbrennung bleiben von einer Tonne Müll, neben anderen Reststoffen, rund 250 Kilogramm Schlacke übrig – inertes, gesteinsähnliches Material, das deponiert werden muss.

Die Schlackedeponie galt als sinnbildliches Ende der Wertschöpfungskette eines Materialstroms, das allgemein als „Restabfall“ bezeichnet wird. Obwohl die Schlacke vor der Verbringung auf die Deponie über einen Metallabscheider geführt wird, befinden sich, wie Erfahrungswerte gezeigt haben, jeweils rund 2 % Eisen- bzw. Nichteisenmetalle in der deponierten Schlacke. Gelänge es, diese Rohstoffe (unter anderem Aluminium, Kupfer, Messing und Edelmetalle) effizient abzuscheiden, zu recyceln und in den Metallverarbeitungskreislauf zurückzuführen, würde sich im Vergleich zur Neugewinnung dieser Rohstoffe ein zusätzliches Einsparungspotenzial bei CO<sub>2</sub>-Emissionen ergeben - und für den Betreiber der Müllverbrennungsanlage erschließt sich ein neuer Cash Flow Strom am gedachten Ende der Wertschöpfungskette einer modernen Entsorgungswirtschaft. Eine derartige Vorgehensweise ist ein klassisches Beispiel einer Win-Win-Win Situation. Für den anlagenbetreibenden Entsorger, die metallverarbeitende Industrie, und nicht zuletzt für unsere Umwelt.

Im letzten Jahr wurde die AVE Metal Recovery, kurz AMR, gegründet. Die AMR bietet mobile Aufbereitungsanlagen für Schlackeaufbereitungsprojekte innerhalb und sukzessive auch außerhalb der AVE Unternehmensgruppe an. Verrechnet wird je nach der Menge an aufbereiteter Schlacke. In der WAV fallen jährlich rd. 75.000 Tonnen Schlacke an. Durch die mobile Schlackeaufbereitung der AMR konnten im Jahr 2011 alleine in der WAV rd. 1.500 Tonnen Eisen-Metalle (2 % Anteil) und rd. 1.500 Tonnen Nichteisen-Metallen jährlich gewonnen werden.

### 3.2 Die moderne Entsorgungsbranche als CO<sub>2</sub>-Held?

Die Definition der Europäischen Kommission nennt „soziale Belange“ und „Umweltbelange“ als zwei zentrale Punkte für Corporate Social Responsibility. Der Carbon Footprint einzelner Unternehmen und einer Gesellschaft als Ganzes könnte, abhängig von den weiteren politischen Rahmenbedingungen, für die Entsorgungsbranche mittelfristig rasant an Bedeutung gewinnen – vor allem aus betriebswirtschaftlicher Hinsicht. Dies ist nicht weiter verwunderlich, stellt doch für viele Portfolios von institutionellen Investoren neben der finanziellen und betriebswirtschaftlichen Performance eines Unternehmens auch das Ausmaß der sogenannten Corporate Social Responsibility, sprich der gesellschaftlichen Verantwortung, einen mittlerweile relevanten Einflussfaktor bei Investmententscheidungen dar. Die Gewichtung ist von Investor zu Investor unterschiedlich, aber die Tendenz zeigt seit Jahren in die Richtung einer steigenden Bedeutung.

Folglich können wir gegenwärtig, vor allem bei börsennotierten Unternehmen, einen eindeutigen Trend zum freiwilligen Erwerb von CO<sub>2</sub>-Zertifikaten beobachten. Mittlerweile etabliert sich vor unseren Augen ein „Freiwilligen Markt“ an Käufern für CO<sub>2</sub> Zertifikate. Ein wesentlicher Treiber dieser Entwicklung sind die im Rahmen von unternehmens- bzw. branchenspezifischen CSR Richtlinien festgelegten Umweltstandards, die es für diese Unternehmen dann in weiterer Folge auch einzuhalten gilt, um nicht in Erklärungsnotstand zu geraten.

Denn institutionelle Investoren, wie beispielsweise betriebliche Vorsorgekassen, haben die Themengebiete CSR und Nachhaltigkeit bereits fest in ihren Anlagekriterien verankert, und lassen sich die Einhaltung dieser Kriterien von externen Prüfern bescheinigen. Für moderne Entsorger birgt dieser Trend signifikante Ertragspotentiale. Bereits getätigte Investments in umweltschonende Verwertungs- und Entsorgungstechnologien könnten sich in absehbarer Zukunft als rentabler erweisen, und die Standortsicherheit von Recyclinganlagen, aber vor allem weitere Investments in neue bzw. in die Optimierung bestehender Aufbereitungs- und Recyclingtechniken betriebswirtschaftlich leichter abbilden.

So entzieht die Kühltischrecyclinganlage der AVE in Kooperation mit der USG in Timelkam/Oberösterreich der Umwelt seit vielen Jahren enormes Schadpotenzial, in Form von

FCKWs, die in der Vergangenheit in Kühlgeräten einerseits im Kühlmittel, andererseits als Triebmittel in der Schaumisolierung eingesetzt wurden. Durch den Entzug der FCKWs aus der Umwelt entstehen „Carbon-Footprint-Zertifikate“, die weltweit gehandelt werden.

Obwohl FCKW im Kyoto-Protokoll nicht mehr erfasst ist, wurde es 2010 in den US-amerikanischen CAR-Standard aufgenommen. Was anderswo (z.B. in Deutschland seit 1995 im Zuge der FCKWHalonVerbotsVerordnung) formell nicht mehr „existieren“ darf, wird daher seitdem vor allem in den USA und Canada gehandelt: CO<sub>2</sub> Zertifikate die auf der Reduktion von FCKWs aus der Umwelt und deren Entsorgung basieren.



Abb. 2: Kühlgeräterecycling-Linie der AVE in Timelkam

In der Kühlschrankrecyclinganlage Timelkam beläuft sich der relative Anteil an angelieferten FCKW-Kühlgeräten bei ca. 60 % der Gesamtanliefermenge. Über 90 % des im Kühlkreislauf und des im Isolierschaum gebundenen FCKWs werden dort im Zuge des Recyclingprozesses entzogen und durch die USG umweltschonend neutralisiert. Nebenbei werden über 80 % der Kühlschrankkomponenten stofflich wiederverwertet. Seit 2011 verfügt die USG/AVE über eine durch die VCS (Voluntary Carbon Standard) verifizierte Methode für CO<sub>2</sub>-Zertifikathandel aus diesem Recyclingprozess. Bisher hat die USG 90.000 Tonnen VCS verifizierte „Carbon Footprint“ CO<sub>2</sub>-Zertifikate, die durch die Entsorgung von FCKWs erstellt wurden, verkauft.

Brancheninterne Schätzungen gehen von weltweit bis zu 140 Mio. Tonnen an FCKW-CO<sub>2</sub>-Äquivalenten aus, die in den nächsten 5 – 10 Jahren weltweit im Umlauf sein werden, wobei der Anteil an FCKW aus Kühlschränken sich langfristig kontinuierlich gegen Null hin entwickeln wird.

Das gesamte CO<sub>2</sub>-Einsparungspotenzial der WAV bei maximal möglicher Energieausbindung und der Rohstoff-Rückgewinnung aus der Schlacke liegt bei 113.000 Tonnen. Die WAV erreicht seit Jahren einen Energieeffizienzwert, einer Maßzahl der europäischen Abfallrahmenrichtlinie, von über 0,6. Diese ergibt sich aus der Differenz der für den Betrieb der Anlage durch konventionelle Brennstoffe eingebrachten, von der in Form von Wärme und Strom ausgebundene Energie. Dabei werden Strom und Wärme unterschiedlich bewertet.

### 3.3 Urban Mining

Ein treffendes Beispiel, wie der ominöse Modebegriff „Urban Mining“ für die private Entsorgungsbranche konkrete Formen annehmen kann, sind Dämmmaterialien. Urban Mining titulierte ja „das Erkennen von Wertstoffen, noch bevor diese zu Abfall werden“ als Kernprinzip.

Für den privaten Entsorger lässt sich dieses Prinzip erweitern auf aktuell verbaute Problemstoffe, und die zukünftigen Herausforderungen in der umweltgerechten Entsorgung dieser. Mittlerweile schlummern zum Beispiel immense Mengen an PU-Sandwichplatten in den „urbanen Lagern“ unserer Städte. Diese Dämmmaterialien beinhalten insgesamt enorme Mengen an gebundenen FCKW. Abhängig von den politischen Rahmenbedingungen wird die umweltgerechte Verwertung von Baurestmassen ein betriebswirtschaftlich höchst interessantes Thema darstellen. Diese und ähnliche Ertragspotentiale zeitgerecht zu erkennen und zu nutzen wird für die private Entsorgungswirtschaft immer mehr zum kritischen Erfolgsfaktor.

## 4 RESÜMEE

Zusammenfassend ist die Effizienz der Entsorgungs- und Recyclingprozesse jetzt schon ein prägendes Thema und wird mittelfristig, daran führt kein Weg mehr vorbei, auch betriebswirtschaftlich immer mehr, wenn auch nicht stetig steigend, an Bedeutung gewinnen.



Abb. 2: NE-Metallgewinnung aus Verbrennungsschlacke

Es ist für die Entsorgungsbranche, so wie dies in anderen Branchen bereits erfolgt ist, ein weiterer Schritt in der Diversifikation des Geschäftsmodells zu erwarten. Die Entwicklung hin zum Erzeuger von Sekundärressourcen ist kein Leichtes und birgt Risiken - die private Entsorgungsbranche wird bis 2020 einen enormen Umbruch erleben. Ein Umbruch, an dessen Ende private Entsorgungsunternehmen stehen werden, welche ihren betriebswirtschaftlichen Erfolg primär aus dem Verkauf von Sekundärrohstoffen beziehen werden, die sie aus Abfall generieren, den sie möglichst ohne finanziellen Verlust durch die gesamte Wertschöpfungskette hindurchschleusen. Das Phänomen des „Verwertungsparadoxons“ wird diesen Weg unterstützen.

Denn sukzessive werden Abfälle, deren „Entsorgung“ bisher mehr oder weniger Geld kostete, als Wertstoffe für die Herstellung von Sekundärressourcen erkannt. Der Präsenz entlang der gesamten Wertschöpfungskette beginnend bei der Sammlung wird, gekoppelt mit der Durchsetzung des Eigentums am Abfall, zukünftig noch stärkere Bedeutung zukommen.

Andererseits werden sich Entsorgungsunternehmen etablieren, welche sich als spezialisierte Logistikdienstleister positionieren werden und ihre Betriebsprozesse und ihren Fuhrpark bestmöglich auf das „Transportgut“ Abfall optimieren werden. So oder so, die private Entsorgungsbranche steuert hochspannenden Zeiten entgegen.



UNIVERSITÄTSLEHRGANG

# Ressourcenmanagement und Verwertungstechnik

TECHNOLOGIEAKADEMIE • BERUFSBEGLEITENDE WEITERBILDUNG



## Vorträge

# Der Entsorgungsfachbetrieb im österreichischen Rechtsgefüge

H. Stadler

*Obmann Verein zur Erteilung eines Zertifikates eines Entsorgungsfachbetriebes (V.EFB), Wien, Österreich*

**KURZFASSUNG:** Mit der Kundmachung einer Verordnung gemäß § 15 des Umweltmanagementgesetzes (UMG) im Bundesgesetzblatt am 4. Mai 2012 (BGBl II 2012) erhielt das Zertifikat eines Entsorgungsfachbetriebes die lange angestrebte rechtliche (gesetzliche) Verankerung Anerkennung. Der Verein zur Verleihung des Zertifikates eines Entsorgungsfachbetriebes, im folgenden kurz V.EFB, ist eine vom Verband der Österreichischen Entsorgungsbetriebe (VÖEB), dem Österreichischen Wasser- und Abfallwirtschaftsverband (ÖWAV) und International Solid Waste Association (ISWA Österreich) getragene Organisation, die Qualitätszertifikate nach einem strengen Regelwerk erteilt. Der Entsorgungsfachbetrieb ist eine freiwillige Qualitätsinitiative der Österreichischen Abfallwirtschaft. Die von Umweltgutachtern vorgelegten Auditberichte werden vom Fachbeirat des V.EFB nach einem strengen Regelwerk geprüft, anerkannt, zurückgewiesen oder zur Verbesserung zurückgestellt. Das Regelwerk wird ständig den aktuellen Erfordernissen und dem Stand der Technik angepasst. Eine solche Anpassung und Adaptierung steht aufgrund der neuen Rechtslage an. Mit dem Lebensministerium wurden die Erfordernisse zur Eintragung in das Register bereits abgeklärt. Register und Gebührenordnung befinden sich derzeit in Ausarbeitung.

## 1 EINLEITUNG

Am 04. Mai 2012 wurde eine Verordnung gemäß § 15 Umweltmanagementgesetz über die Einrichtung weiterer nationaler Register für Organisationen, die zu EMAS gleichwertige Umweltmanagementsysteme anwenden (UMG Registerverordnung) im Bundesgesetzblatt veröffentlicht.

Damit wurde ein vom V.EFB lange angestrebtes Ziel erreicht. Es gilt jetzt, vereinsintern unter Einbindung des Ministeriums die Schulungsmaßnahmen für Gutachter, Beirat und die betroffenen Betriebe zu erarbeiten.

## 2 GRUNDLAGEN DES V.EFB

Das übergeordnete Ziel des „Vereins zur Erteilung des Zertifikates eines Entsorgungsfachbetriebes (EFB)“ ist eine strenge Selbstverpflichtung zu Qualität und Rechtskonformität.

Der V.EFB ist ein privatrechtlicher Verein nach dem Vereinsgesetz. Die Trägerorganisationen und somit die Vereinsmitglieder sind der Verband Österreichischer Entsorgungsbetriebe (VÖEB), der Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaftsverband (ÖWAV) und International Solid Waste Organisation (ISWA) Austria. Der Verein hat 2009 sein 10-jähriges Bestehen gefeiert. Die Gründung stellte eine Qualitätsoffensive der österreichischen Abfallwirtschaft dar.

Seit der Gründung wurde der Verein vom Bundesministerium für wirtschaftliche Angelegenheiten sowie vom Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft – Lebensministerium unterstützt und gefördert.

Neben der Geschäftsführung und dem Vorstand des Vereines ist der Beirat ein besonders wichtiges Vereinsorgan. Er besteht aus Experten aus allen einschlägigen Bereichen der Abfall- und Entsorgungswirtschaft. Er entscheidet in einer Empfehlung an den Vorstand faktisch über

die Verleihung, Ablehnung, Fortschreibung oder den Entzug des Zertifikates. Als Grundlage dafür dienen von EMAS Umweltgutachtern erstellte, an den Beirat weitergeleitete Begutachtungs- und Abweichungsberichte.

Das Zertifikat gilt 18 Monate und wird durch ein Wiederholungsaudit mit geringerem Aufwand erneuert. Mit dem jährlich ausgestellten Zertifikat erhält der Betrieb auch das Nutzungsrecht für das EFB Logo. Dieses wird als Markenzeichen angesehen und findet vom Briefpapier bis zur Fahrzeugbeklebung Anwendung.

### 3 ENTWICKLUNG DER ZERTIFIZIERUNGEN

Es sind derzeit bereits über 85 Unternehmen mit ca. 200 Standorten zertifiziert. Man kann durchaus von einer dynamischen Entwicklung sprechen (z.B. 2006 ca. 50 Zertifizierungen). In den nächsten Monaten wird mit weiteren fünf bis sieben Zertifizierungen aus über 20 Interessenten gerechnet. Die Zusammensetzung der zertifizierten Betriebe spiegelt auch den Wandel der Branche vom reinen Entsorger zum „Ressourcenmanager“ dar.

#### 3.1 ALLEINSTELLUNGSMERKMALE

Der EFB ist ein spezifisch auf die Abfallwirtschaft bezogenes Qualitätsmanagementsystem mit starker Umweltorientierung. Eine Prüfliste mit einem detaillierten Fragenkatalog ist Grundlage für die Umsetzung. Aspekte wie Verlässlichkeit der verantwortlichen Personen (Zuverlässigkeitserklärung), Weiterbildung, ausreichender Versicherungsschutz und Risikoabschätzung, strenge Regelungen zur Beauftragung Dritter, Betriebstagebuch und nachvollziehbare Mengendarmstellung spielen eine wichtige Rolle und unterscheiden den EFB von anderen Managementsystemen. Die Zertifizierungen erfolgen auf freiwilliger Basis.

#### 3.2 BISHERIGES VERFAHREN, WAS WAR FÜR DEN V.EFB BESONDERS WICHTIG?

Ursprünglich wurde eine Verankerung des Entsorgungsfachbetriebes im Abfallwirtschaftsgesetz 2002 – AWG angestrebt. Im Stellungnahmeverfahren zur AWG Novelle 2010 wurde daher von diversen Interessensorganisationen die direkte Anerkennung des EFB Zertifikates wie für EMAS Betriebe bei Erleichterungen gemäß § 71a AWG gefordert, was jedoch nicht möglich war. Es wurde dann der nunmehr beschrittene Weg als Lösung gewählt.

Da der unabhängige Beirat, der alle einschlägigen Bereiche repräsentiert, sehr strenge Maßstäbe anwendet und hochkarätig besetzt ist, wurde eine weitere inhaltliche Überprüfung der auf den Sachverständigenaudits beruhenden Beiratsberichte abgelehnt. Der Beiratsbericht ist nun Eintragungsvoraussetzung, wird vom Umweltbundesamt aber inhaltlich weiter nicht geprüft. Vom UBA erfolgt lediglich eine „Vollständigkeitsprüfung“ bezüglich des Vorliegens der Eintragungsvoraussetzungen gem. § 5 der Verordnung und eine Prüfung des Vorliegens strafbarer Tatbestände.

Bezüglich des Umweltberichtes kommt das Prinzip der „Wesentlichkeit“ zur Anwendung, d.h., dass darin die für einen Abfallwirtschaftsbetrieb wesentlichen Sachverhalte aufzusehen haben. Die Entscheidungen über die Erst- und Rezertifizierungen liegen auch in Zukunft ausschließlich beim V.EFB.

#### 3.3 WAS IST NEU?

Die eingangs angeführte Verordnung regelt gemäß § 15 Abs. 5 des Umweltmanagementgesetzes (UMG) die Errichtung weiterer nationaler Register für Organisationen, die zu EMAS gleichwertige Umweltmanagementsysteme anwenden. Dazu gehören neben dem Entsorgungsfachbetrieb Responsible Care-Betriebe und ISO 14001 Betriebe.

Die eingetragenen Betriebe können Verwaltungsvereinfachungsmaßnahmen gemäß Abschnitt IV UMG gleich wie EMAS Betrieben in Anspruch nehmen.

Die Eintragungsvoraussetzungen sind:

- ein von einem EMAS - Umweltgutachter validierter Bericht,
- die Vorlage einer von einem EMAS - Umweltgutachter unterzeichneten Zertifizierungsempfehlung,
- ein gültiges V.EFB-Zertifikat, das auf Basis der Regelungen über die Anforderungen an Entsorgungsfachbetriebe (RAEF) ausgestellt wurde,
- die Stellungnahme des V.EFB Beirates zum gemäß § 4 erstellten Bericht und
- die Zahlung des Aufwandsatzes für die Eintragung in das Register.

Als Voraussetzung zur Eintragung sind wie bei der EMAS-Zertifizierung nunmehr Umweltberichte vorzulegen, welche Umweltziele und die Umweltpolitik des Betriebes zu enthalten haben. Da jedoch der EFB ein branchenspezifisches Zertifikat ist, werden im Wesentlichen nur die abfallwirtschaftlichen Aspekte relevant sein. Als Hauptauswirkungen eines in der Abfallwirtschaft tätigen Betriebes werden die Abfall In- und Outputströme angesehen, welche beim V.EFB durch Stoffstromdarstellungen abgebildet werden. Bei Transporttätigkeiten ist auch der CO<sub>2</sub> Ausstoß relevant

Es wird auch den Antragstellern für eine Zertifizierung überlassen bleiben, ob sie sich für das EMAS gleichwertige Zertifikat inkl. Umweltbericht entscheiden oder den EFB in der bisherigen Form machen wollen.

### 3.4 WARUM IST DEM V.EFB DIE RECHTLICHE ANERKENNUNG SO WICHTIG?

Neben den bereits bisher gegebenen Vorteilen bei Ausschreibungen, Wettbewerbsvorteilen, Imagevorteilen und der Durchleuchtung der Betriebsabläufe mit Qualitätsverbesserungen als Vorteil haben viele Betriebe den Wunsch einer Verankerung im österreichischen Rechtssystem gefordert, um damit auch gewisse rechtliche Vorteile und eine rechtliche Anerkennung zu erlangen.

Einer der sich aufgrund der neuen Bestimmungen für in das Register eingetragene Betriebe ergebenden Vorteile ist die Möglichkeit einer Vorabzustimmung gemäß § 71 a Abfallwirtschaftsgesetz 2002 (AWG):

Betreiber bestimmter Abfallbehandlungsanlagen können eine solche Vorabzustimmung beantragen. Sammelnotifizierungen zu Anlagen, die eine Vorabzustimmung erhalten haben, können damit bis auf 3 Jahre verlängert werden.

Die dafür wesentlichen Bestimmungen des § 71 a lauten:

- „(1) Der Betreiber einer in Österreich gelegenen ortsfesten Behandlungsanlage ist berechtigt, für die nicht vorläufige Verwertung in dieser Behandlungsanlage eine Vorabzustimmung im Sinne des Art. 14 der EG – VerbringungsV (Verordnung (EG) Nr. 1013/2006) zu beantragen. Der Bundesminister für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft hat über diesen Antrag mit Bescheid abzusprechen.
- (4) Die Vorabzustimmung darf nur erteilt werden, wenn der Antragsteller eine eingetragene Organisation gemäß EMAS ist oder eine eingetragene Organisation gemäß einer Verordnung nach §15 Abs. 5 UMG ist oder über ein gültiges Zertifikat gemäß ÖNORM EN ISO 14001 verfügt, welches von einer akkreditierten Zertifizierungsstelle ausgestellt wurde.“

Auch die Vorteile des Abschnittes IV des Umweltmanagementgesetzes kommen den in das Register eingetragenen EFB Betrieben zunutze. Es sind dies verschiedene Vereinfachungen wie z.B. bei Anzeigeverfahren bei Anlagenänderungen, Erlassung eines konsolidierten Genehmigungsbescheides, Absehen von Verwaltungsstrafen u.a.

## 4 BEDEUTUNG DES ENTORGUNGSFACHBETRIEBES

Der V.EFB hat keineswegs das Ziel, möglichst viele Betriebe zu zertifizieren, sondern möglichst viele Betriebe an die strengen Qualitätsmaßstäbe des Regelwerkes heranzuführen. Es gilt der Grundsatz „Klasse statt Masse“. Das Verfahren ist aufgrund der vorgegeben Prüfliste und des strengen Regelwerkes äußerst anspruchsvoll.

Für die an Umweltfragen interessierte Öffentlichkeit garantiert das Zertifikat eines Entsorgungsfachbetriebes eine „umweltgerechte“ und den gesetzlichen Anforderungen entsprechende Behandlung der Abfälle. Den Auftraggebern wird die Einhaltung der erforderlichen Standards garantiert. Den Betrieben selbst bietet das aufwändige Prüfungsverfahren als Ergebnis eine Durchleuchtung des Betriebes mit erheblichem Verbesserungspotential für die Abläufe, rechtlichen Voraussetzungen und andere Punkten.

Ein großer Vorteil einer Zertifizierung ist neben dem Imagegewinn die Steigerung der Wettbewerbsfähigkeit anzusehen.

#### 4.1 *EUROPÄISCHE EBENE*

Die Europäische Vereinigung der Gemeinschaften zur Zertifizierung von Entsorgungsfachbetrieben (EVGE) ist ein Zusammenschluss auf europäischer Ebene. Zu den Zertifizierungsvereinigungen aus den vier Gründungsnationen Deutschland, Österreich, Tschechien, Slowakei sind noch Ungarn und als kooperierende Vereinigungen solche aus der Schweiz und den Niederlanden dazugekommen. Insgesamt sind auf europäischer Ebene bereits über 6000 Betriebe EFB – zertifiziert.

Die EVGE ist vor allem eine Plattform für den internationalen Erfahrungsaustausch und hat die Harmonisierung der Anforderungen für die Zertifizierungs- und Prüfungsvoraussetzungen zum Ziel.

#### 4.2 *AUSBLICK*

Erarbeitung der weiteren Grundlagen: Die V.EFB Prüfliste soll um die Bereiche Umweltpolitik, Ziele und kontinuierliche Verbesserung erweitert werden, bleibt jedoch in den Grundzügen erhalten. Die Regelung über die Anforderungen an Entsorgungsfachbetriebe (RAEF) ist auf der V.EFB Homepage veröffentlicht und somit allgemein zugänglich.

Den V.EFB Umweltgutachtern muss ein klares Gerüst für die Begutachtungen vor Ort zur Verfügung gestellt werden. Eine intensive Öffentlichkeitsarbeit, Schulungen und Informationen für alle Betroffenen über die Neuerungen und deren Inhalt wie deren Auswirkungen bilden einen Schwerpunkt der Arbeit des V.EFB.

Vor allem soll bei den ausschreibenden Stellen das Bewusstsein für die Möglichkeit und die Vorteile einer Berücksichtigung eines Zertifikates eines EFB-Zertifikates bei den Zuschlagskriterien gestärkt werden.

Große Entpflichtungssysteme, z.B. aus dem Verpackungsbereich, verlangen bereits als Qualitätsnachweis das Vorliegen eines Zertifikates eines Entsorgungsfachbetriebes.

Auf europäischer und globaler Ebene sollte der Gedanke der Qualitätszertifizierung vorangetrieben werden. Es wäre ein großer Erfolg, wenn eine Anerkennung im Rechtsrahmen der EU oder auf globaler Ebene erfolgen würde.

## 5 DANKSAGUNG

Ohne die stetige Unterstützung und den Einsatz von SC i. R. Dipl. Ing. Dr. Leo Zahrer, SC Dipl. Ing. Christian Holzer, Dipl. Ing. Andreas Tschulik und den Geschäftsführer des V.EFB Dipl. Ing. Wolfgang Büchler wäre die nunmehr erfolgte rechtliche Anerkennung nicht möglich gewesen.

## LITERATUR

Europäische Gemeinschaft (2006) Verordnung (EG/Nr. 1013/2006) über die Verbringung von Abfällen i.d.g.F.

Österreichische Bundesregierung (2001) Bundesgesetzblatt (BGBl) I 2001/96 i.d.g.F.

Österreichische Bundesregierung (2002) Bundesgesetzblatt (BGBl) I 2002/102 i.d.g.F.

Österreichische Bundesregierung (2012) Bundesgesetzblatt (BGBl) II 2012/152.

## Quo vadis Legal Compliance

R. Piller

*AVE Österreich GmbH, Wien, Österreich*

R. Payrhuber

*AVE Österreich GmbH, Wels, Österreich*

**KURZFASSUNG:** Legal Compliance- ein notwendiger Schritt in der Abfallwirtschaft.

Die rechtlichen Anforderungen an die operative Abfallwirtschaft sind in den letzten Jahrzehnten dramatisch gestiegen. Um die rechtliche Regeltreue/Legal Compliance eines Unternehmens gewährleisten zu können, bedarf es eines hohen Aufwandes: Sowohl hinsichtlich der Organisation als auch hinsichtlich der dafür aufgewendeten Kosten. Unter anderem sind Betriebsbeauftragte zu bestellen und einzuschulen sowie ein unternehmensinternes Bescheidverwaltungssystem zur Gewährleistung der Rechtskonformität des Unternehmens zu schaffen. Die dafür aufzuwendenden Mittel machen es daher in wirtschaftlich schwierigen Zeiten zu einer komplizierten und kaum lösbaren Aufgabe, marktkonforme Preise aufrecht zu halten. Es liegt nun an den Interessenvertretungen sowie an den, die Gesetze vollziehenden Behörden, jene Unternehmen zu stärken, die sich tagtäglich für die Rechtskonformität einsetzen. Zeichen dieses Einsatzes stellen die Zertifizierungen dar, wie z.B. ISO 9001, ISO 14001, OHSAS 18001 und RAEF.

Abschaffung von Doppelgleisigkeit, siehe z.B. EDM versus STAN, Kostenneutralität bei Gleichwertigkeit, siehe z.B. EMAS versus EFB, sowie einheitlicher Vollzug sind „Muss-Kriterien“ für eine erfolgreiche gemeinsame Zukunft.

### 1 EINLEITUNG

Auf Grund des von der Bevölkerung subjektiv wahrgenommen Gefährdungspotentials durch die Abfallwirtschaft kam es durch die Politik in den letzten Jahren zu einer Erhöhung der rechtlichen Regelungsdichte wie in kaum einem anderen Bereich (Anlassgesetzgebung).

Legal Compliance bedeutet Regeltreue im rechtlichen Bereich oder einfach Rechtskonformität und ist der von der Betriebswirtschaft geprägte Begriff für die Einhaltung von Gesetzen, Richtlinien und freiwilligen Verhaltensregeln.

Die gesetzlichen Vorgaben sind vom Unternehmen in der Abfallwirtschaft einzuhalten, um einerseits Strafen sowie Akte der Behörde (bis hin zum Behandlungsauftrag und der Betriebs-schließung) zu vermeiden und andererseits dem Wunsch des Kunden nach Rechtssicherheit Rechnung zu tragen.

Dies bedeutet, dass Unternehmen stets bemüht sein müssen, sämtliche Kundenwünsche und -anforderungen in allen Bereichen umzusetzen. In der Kürze der zur Verfügung stehenden Zeit möchten wir uns auf das Thema Rechtskonformität konzentrieren und die nachfolgenden Themenfelder kritisch hinterfragen:

- Betriebsbeauftragte (Qualifikation, Befähigungsnachweise sowie Umgang mit PSA),
- Genehmigungen (Anlagengenehmigungen inkl. Auflagen, Grenzwerte sowie wiederkehrende Überprüfungen),
- Operatives Handeln (Eingangskontrolle, Ausgangskontrolle, Transportgenehmigungen, Zwischenlagerungen) und
- Management (Zertifizierungen, Rechtsmanagement).

Die AVE Österreich GmbH beschäftigt derzeit ca. 1.200 Mitarbeiter an 35 Standorten im gesamten Bundesgebiet. Der Jahresumsatz beträgt ca. Euro 263,70 Mio.

## 2 BETRIEBSBEAUFTRAGTE

Die AVE Österreich GmbH ist auf Grund gesetzlicher Regelungen verpflichtet, Beauftragte zu bestellen, diese zu schulen, sowie deren Existenz der Behörde zu melden.

Es handelt sich dabei um:

- Sicherheitsfachkräfte (Rechtsgrundlage: § 73 ArbeitnehmerInnenschutzgesetz (ASchG)),
- Sicherheitsvertrauenspersonen (Rechtsgrundlage: § 10 ArbeitnehmerInnenschutzgesetz (ASchG)),
- Arbeitsmediziner (Rechtsgrundlage: § 79 ArbeitnehmerInnenschutzgesetz (ASchG)),
- Gefahrgutbeauftragte (Rechtsgrundlage: § 11 Gefahrgutbeförderungsgesetz (GGBG)),
- Abwasserbeauftragte (Rechtsgrundlage: § 33 Wasserrechtsgesetz (WRG)),
- Brandschutzbeauftragte (Rechtsgrundlage: § 43 Arbeitsstättenverordnung AStV),
- Brandschutzwarte (Rechtsgrundlage: Technische Richtlinie Vorbeugender Brandschutz (TRVB) O 117),
- Brandschutzgruppen (Rechtsgrundlage: § 25 ArbeitnehmerInnenschutzgesetz (ASchG)),
- Ersthelfer (Rechtsgrundlage: § 26 ArbeitnehmerInnenschutzgesetz (ASchG)),
- Giftbeauftragte (Rechtsgrundlage: § 44 Chemikaliengesetz (ChemG)),
- Abfallrechtliche Geschäftsführer (Rechtsgrundlage: § 26 Abfallwirtschaftsgesetz (AWG)),
- Abfallbeauftragte (Rechtsgrundlage: § 11 Abfallwirtschaftsgesetz (AWG)) und
- Strahlenschutzbeauftragte (Rechtsgrundlage: § 7 Strahlenschutzgesetz (StrSchG)).

Die gesetzlich geforderte Beauftragtenfunktion wird von ca. 300 Mitarbeitern wahrgenommen. Unter Berücksichtigung der Ausbildungskosten sowie der eingesetzten Ressourcen bedeutet dies einen monetären Aufwand von etwa Euro 500.000,-/Jahr.

## 3 BETRIEBSANLAGENGENEHMIGUNGEN

Um die Einhaltung der in den Genehmigungsbescheiden festgeschriebenen Auflagen gewährleisten zu können, ist eine permanente interne Überwachung erforderlich. Diese erfolgt mittels einer Datenbank. In dieser Datenbank befinden sich ca. 700 aktuell rechtsgültige Bescheide mit ca. 12.000 Datensätzen, die sich wie folgt gliedern:

- Errichtungsvorschriften: ~7.000,
- Dauerhaft einzuhaltende Errichtungsvorschriften: ~1.000,
- Dauerauflagen: ~3.000 und
- Wiederkehrende Überprüfungen: ~1.000.

Um die Einhaltung all dieser Auflagen gewährleisten zu können, sind Datenbankpflege, unternehmensinterne Rechtsüberprüfung an den Standorten, sowie interne Abstimmungen und Schulungen erforderlich, die mit jährlichen Kosten in der Höhe von ca. Euro 200.000,-/Jahr zu verschlagen sind.

## 4 OPERATIVES HANDELN

Auch beim klassischen Order to Cash-Prozess dreht sich alles um das Thema Recht. Der Schwerpunkt liegt hier in der Eingangskontrolle, der Ausgangskontrolle, den damit verbundenen Wiegeungen (Nachweisen), den Transportgenehmigungen (Notifizierungen, ADR) sowie der rechtskonformen Zwischenlagerung.

Um eine rechtskonforme Zwischenlagerung 24 Stunden am Tag und sieben Tage die Woche gewährleisten zu können, bedient sich die AVE Österreich GmbH einer Datenbank- eines Lagermanagements. Hier wurden an ihren 35 Standorten über 120 definierte Zwischenlager eingerichtet, damit jeder Mitarbeiter auf „Knopfdruck“ eine Übersicht darüber erhält, welche Fraktionen wo und in welcher Menge rechtlich korrekt zwischengelagert werden können. Neben einem zentral verantwortlichen Mitarbeiter sind an jedem Standort zwei Lagerverantwortliche in

ihrer Verantwortung klar definiert. Auch hier ist der jährliche Personalaufwand mittlerweile enorm und verursacht Kosten von knapp Euro 100.000,-/ Jahr.

## 5 MANAGEMENT

An jedem Standort werden die für diesen Standort relevanten Auszüge aus dem Rechtsregister, das im Zusammenhang mit einer externen Agentur aufgebaut wurde, aufgelegt. Weiters wurde ein Prozess „Rechtsinformationssystem“ initialisiert.

Die große Herausforderung an die handelnden Personen stellt dabei die Gewährleistung der Vollständigkeit dar. Kein Abfallwirtschaftsunternehmen wird es schaffen, in diesem Bereich die Verantwortung auszulagern. Das bedeutet im Umkehrschluss, dass die Verantwortung immer dem eigenen Management obliegt. Betrachtet man nun einen kleinen Standort mit ca. zehn Mitarbeitern und ohne technische Anlagen, so umfasst dessen Rechtsregister trotzdem ~ 450 rechtsrelevante Thematiken. Deren Kenntnis und Überwachung ist weder der dort operativ tätigen Mannschaft noch einem Standortverantwortlichen zumutbar!

Zeichen der hohen Qualität im Unternehmen stellen folgende Zertifizierungen dar:

- ISO 9001 „Qualitätsmanagement“,
- ISO 14001 „Umweltmanagement“,
- OHSAS 18001 „Arbeitssicherheit und Gesundheitsschutz“ und
- RAEF (Stand 01.01.2009) „Entsorgungsfachbetrieb“.

Durch die Kundmachung der „Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt- und Wasserwirtschaft, zur Errichtung weiterer nationaler Register für Organisationen, die zu EMAS gleichwertige Umweltmanagementsysteme anwenden“ (kurz UMG Register) im Bundesgesetzblatt der Republik Österreich am 04. Mai 2012 ist hier einige Verwirrung entstanden, die es in den nächsten Jahren zu bereinigen gilt. (Umweltmanagementgesetz § 15 Abs. 5, BGBL. I Nr. 96/2001 in der Fassung des Bundesgesetzes BGBL. I Nr. 99/2004).

Betrachten wir hier exemplarisch ausschließlich § 15 Abs. 5a AWG 2002:

(5a) Der Abfallbesitzer ist dafür verantwortlich, dass a) die Abfälle an einen in Bezug auf die Sammlung oder Behandlung der Abfallart berechtigten Abfallsammler oder -behandler übergeben werden und b) die umweltgerechte Verwertung oder Beseitigung dieser Abfälle explizit beauftragt wird.

Sinngemäß müssten die oben angeführten Zertifizierungen ein Abfallwirtschaftsunternehmen diesbezüglich freispielen. In der Praxis sieht dies leider etwas anders aus und die AVE Österreich GmbH musste allein in diesem Jahr an die 200 Rechtserklärungen im Auftrag ihrer Kunden ausstellen (Zeitaufwand!).

## 6 SCHLUSSFOLGERUNG, ZUSAMMENFASSUNG

Frei nach dem Motto „Wer soll das bezahlen, wer hat so viel Geld?“ müssen sich alle Beteiligten die Frage gefallen lassen, wohin die Reise der erschwinglichen Legal Compliance noch gehen soll, da alleine im Falle der AVE Österreich GmbH ein Jahresaufwand von € 1.000.000,-/ Jahr (ohne Investitionen!) notwendig ist.

Analysiert man nun die Rechtsanforderungen der AVE Österreich GmbH A-Kunden anhand der gültigen Verträge nach Kundengruppen wie Industrie, Gewerbe, Kommunal, ... ist klar ersichtlich, dass dieses bei Nicht-Einhaltung der Legal Compliance ein Risiko eines 2-stelligen Millionenbetrages im Jahresumsatz bedeutet.

Am freien Markt muss man sich jedoch mit Mitbewerbern auseinander setzen, die mit Preisen in Angebote hineingehen, die unter den Selbstkosten stehen. Inwieweit hier eine Legal Compliance gewährleistet sein kann, mögen andere bewerten.



Aus Sicht der AVE Österreich GmbH ist klar erkennbar, dass die Abfallwirtschaft in Österreich ein klares Bekenntnis zur Rechtskonformität abgibt. Somit sind weitere am Markt Beteiligte gefordert, die Rahmenbedingungen für diese Unternehmen zu optimieren.

Das Ministerium, die Wirtschaftskammer sowie die Interessensvertreter müssen sich die Frage gefallen lassen, was sie in den letzten Jahren zum Schutz der in der Abfallwirtschaft in Österreich tätigen Unternehmen getan haben.

Einige Denkanstöße möchte die AVE Österreich GmbH daher auf die Reise mitgeben:

- Ist im Zeitalter der EDM Meldung eine standortbezogene Mengenstromdarstellung mittels STAN notwendig?
- Ist die Gebührensatzung für zertifizierte Entsorgungsfachbetriebe im Zeitalter der gleichwertigen Umweltmanagementsysteme zumutbar?
- Woher wissen die Kunden der Abfallwirtschaft über die Anforderungsprofile der einzelnen Zertifizierungen Bescheid?
- Wird der Wegfall der AWKs bzw. der GewO § 82b Prüfbescheinigungen vom Vollzug auch so gesehen?
- Bundeseinheitlicher Vollzug von legislatischen Grundlagen.

# Verwendung von Tunnelausbruchmaterial – Entscheidungsgrundlagen

D. Resch

*G. Hinteregger & Söhne Baugesellschaft m.b.H, Salzburg, Österreich*

R. Galler

*Lehrstuhl für Subsurface Engineering, Montanuniversität Leoben, Leoben, Österreich*

**KURZFASSUNG:** Zurzeit befinden sich in Österreich ca. 200 km Tunnel in Bau oder Planung. Das dabei anfallende Ausbruchmaterial wurde in der Vergangenheit hauptsächlich als Schüttmaterial verwendet oder deponiert. Gründe für die Deponierung des Ausbruchmaterials waren die für eine Verwendung ungeeigneten Gesteinseigenschaften, oder ein zu geringer wirtschaftlicher Nutzen.

Aufgrund der Verknappung der natürlichen Vorkommen an mineralischen Rohstoffen sowie aus Umweltschutzgründen (Flächenverbrauch, Deponievolumen, Transportaufkommen) besteht heute das öffentliche Interesse Ausbruchmaterial einer Verwendung zuzuführen. In diesem Fall sind geologische, technische, wirtschaftliche und rechtliche Randbedingungen zu berücksichtigen.

## 1 EINLEITUNG

Ausbruchmaterial ist ein Produkt des Tunnel-, Stollen- und Kavernenbaus, welches im Zuge des Vortriebs gewonnen wird. Im Falle der Verwendung kann das Ausbruchmaterial der Gruppe der mineralischen Rohstoffe zugeordnet werden.

In Österreich wurden erste Erfahrungen mit der Verwendung des Ausbruchmaterials als mineralischer Rohstoff im Zuge von Kraftwerksprojekten im Hochgebirge gesammelt. Aufgrund der meist schwierigen Zugänglichkeit wurde bei diesen Bauvorhaben schon sehr früh das Ausbruchmaterial für die Betonproduktion herangezogen. Beispiele hierfür sind die Kraftwerksprojekte Zemmkraftwerke (Huber 1971) und Maltakraftwerke, welche im Zeitraum von 1966 – 1978 errichtet wurden.

Aufgrund der leichten Verfügbarkeit von Primärrohstoffen wurden diese Erfahrungen in der Folge jedoch nur sehr selten bei der Verwirklichung von Verkehrstunnelprojekten umgesetzt.

Erst mit der Realisierung der Eisenbahn-Alpentransversale (NEAT) in der Schweiz rückte die Verwendung des Ausbruchmaterials wieder in den Vordergrund und findet in Österreich im Zuge der Herstellung des Koralmtunnels seine Fortsetzung.

## 2 RANDBEDINGUNGEN DER VERWENDUNG VON TUNNELAUSBRUCHMATERIAL

Für die Beantwortung der Frage, ob das anfallende Ausbruchmaterial als Rohstoff verwendet werden kann, sind geologische, technische, wirtschaftliche und rechtliche Randbedingungen zu berücksichtigen. Es handelt sich somit um einen interdisziplinären Entscheidungsprozess.

Die Verwendung des Ausbruchmaterials ist wesentlich von den Eigenschaften und damit der Qualität des Ausbruchmaterials abhängig.

Eine erste Abschätzung einer möglichen Verwendung kann nach Beurteilung

- geotechnischer Parameter (z.B. Bruchspannung, Kohäsion, innerer Reibungswinkel,...),
  - geochemischer Bestandteile (z.B. Anteil an CaO, SiO<sub>2</sub>, MgO, Fe<sub>2</sub>O<sub>3</sub>, Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub>, MnO, SO<sub>3</sub>,...)
- und

- mineralogischer Zusammensetzung (z.B. Anteil an Calcit, Feldspat, Dolomit, Quarz, Glimmer,...)

erfolgen.

Ist daraus abgeleitet eine Verwendung möglich sind weitere technische aber auch rechtliche Rahmenbedingungen zu beurteilen.

Hierbei ist zu beachten, dass durch technische Rahmenbedingungen wie die Lösemethode, die Materialaufbereitung und die Baustellenorganisation (Materialtransport, Zwischenlagerung) die Eigenschaften des Ausbruchmaterials wie z.B. Kornform, Korngröße und Geochemie beeinflusst werden können.

Bei einer Auswertung von Untersuchungsergebnissen ausgeführter Tunnelprojekte konnte so z.B. gezeigt werden, dass vor allem die Parameter pH-Wert, Aluminium, elektrische Leitfähigkeit, Ammonium, Nitrit und Kohlenwasserstoff durch den Einsatz von Spritzbeton und Sprengmittel beeinflussen werden. Werden diese Hilfsstoffe nicht verwendet, ist davon auszugehen, dass die chemischen Eigenschaften des Ausbruchmaterials jenen des anstehenden Bodens entsprechen (Resch 2012).

Aus rechtlicher Sicht sind vor allem die Fragestellungen bezüglich des Abfallrechtes, des Eigentums sowie der Vergabemodelle für die Materialverwendung zu beurteilen.

Entspricht das Ausbruchmaterial Anforderungen eines marktgängigen mineralischen Rohstoffes, ist zusätzlich zu den beschriebenen Randbedingungen auch der baustellenexterne Rohstoffbedarf in die Planung miteinzubeziehen.

Zur Abschätzung der ökologischen Auswirkungen unterschiedlicher Verwendungsszenarien kann die Methode der Öko-Bilanz herangezogen werden.

In Abb.1 werden die Randbedingungen der Verwendung von Tunnelausbruchmaterial gesamtthaft dargestellt.

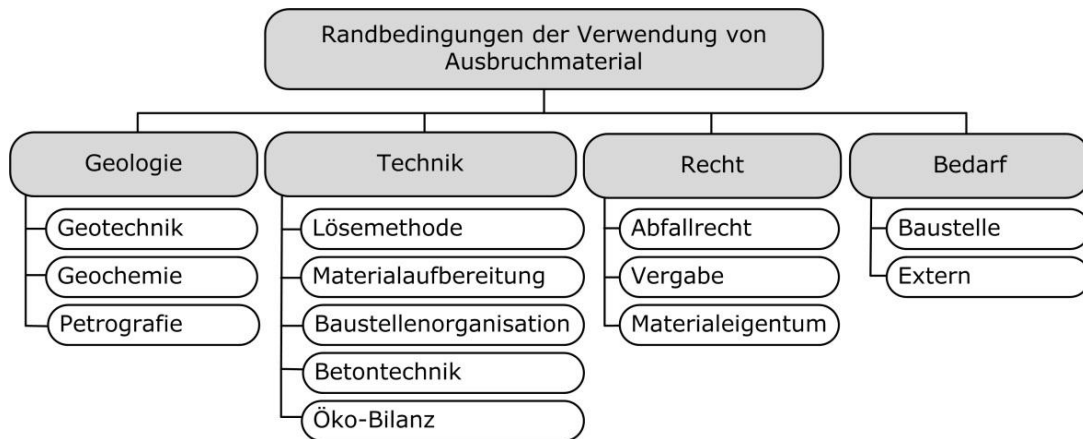


Abb. 1: Randbedingungen der Verwendung von Ausbruchmaterial

### 3 PLANUNGSSCHRITTE DER MATERIALVERWENDUNG

Um die Ziele der Verwendung von Ausbruchmaterial

- maximale Verwendung des anfallenden Ausbruchmaterials,
- optimale Wirtschaftlichkeit der gesamten Materialbewirtschaftung sowie
- Minimierung der Umweltbelastung durch Materialtransport und -aufbereitung

zu erreichen, ist die Berücksichtigung der Verwendung im gesamten Planungsprozess eines Projektes erforderlich. Die Betrachtung der Verwendung sollte somit gleichzeitig mit der

Bestimmung der zukünftigen Trassenführung beginnen und mit der Überprüfung der tatsächlichen Umsetzung auf der Baustelle enden.

Wie bei einem herkömmlichen Bauprojekt kann auch bei der Umsetzung einer Verwendung des Ausbruchmaterials zwischen den Phasen Entwurfsphase, Planungsphase und Ausführungsphase unterschieden werden. Auch die zeitlichen Abläufe der einzelnen Phasen des Bauprojektes können mit jenen der Materialverwendung verglichen werden. So wurde z.B. beim Koralm-tunnel mit Beginn der Grobplanung auch die Verwendung des anfallenden Ausbruchmaterials untersucht (Harer et al. 2009).

### 3.1 Entwurfsphase

In der Entwurfsphase kann parallel zur Festlegung der Tunnelachse auf Grundlage von ersten geologischen Auswertungen bereits eine grobe Zuordnung einzelner Tunnelabschnitte zu den Lithologien Kristallin, Karbonat und Lockergestein erfolgen. Aus dieser Zuteilung lässt sich in der Folge grob ein mögliches Verwendungspotential abschätzen.

Im Kristallin-, Karbonat- und Lockergestein ist demnach eine Verwendung des Ausbruchmaterials als Gesteinskörnung für die Betonproduktion denkbar.

Feinkörnige Lockersedimente können eventuell in der Ziegelindustrie eingesetzt werden.

Ausbruchmaterial aus Karbonatgestein entspricht zusätzlich unter Umständen den Qualitätsanforderungen von industriellen Rohstoffen.

Das für die Untersuchungen erforderliche Material kann dabei den für die Bauprojektierung ohnehin erforderlichen Erkundungen entnommen werden. Für die Abschätzung des Verwendungspotentials sind daher keine zusätzlichen Probebohrungen erforderlich.

Parallel zu dieser ersten Beurteilung des Ausbruchmaterials, sollte bereits in diesem Planungsstadium auch eine Betrachtung der wirtschaftlichen Rahmenbedingungen erfolgen.

Für industrielle Rohstoffe kann abhängig von den zu erwartenden Rohstoffpreisen eine wirtschaftliche Transportlänge ermittelt werden. Besteht die Möglichkeit potentielle Abnehmer innerhalb der wirtschaftlichen Transportlänge zu beliefern, ist es somit sinnvoll eine weitere Untersuchung der Verwendung vorzunehmen.

Soll das Ausbruchmaterial auf der Tunnelbaustelle für Schüttungen oder für die Betonproduktion herangezogen werden, sind sowohl zusätzliche Kosten als auch daraus resultierende Einsparungen zu berücksichtigen. Kosten entstehen vor allem durch die Materialaufbereitung und das eventuell aufwendige Materialmanagement. Einsparungen sind durch den Minderbedarf an Rohstoffen, ferner an Deponieflächen aber auch durch Reduzierung der Transporte zu erzielen.

### 3.2 Planungsphase

Um die tatsächliche Eignung des Ausbruchmaterials zu bestimmen sind nach der Festlegung der Verwendungspotentiale verwendungsspezifische Prüfungen durchzuführen. Hierfür sind üblicherweise größere Mengen des zu untersuchenden Ausbruchmaterials erforderlich. Im Idealfall kann zu diesem Zeitpunkt bereits auf Ausbruchmaterial von Erkundungsstollen (mit den gleichen Eigenschaften wie das prognostizierte Ausbruchmaterial) zurückgegriffen werden. Ist dies nicht möglich, muss Material mit vergleichbaren Eigenschaften an der Geländeoberfläche entnommen werden.

Soll das zukünftige Ausbruchmaterial als Gesteinskörnung für die Betonproduktion verwendet werden, ist es zielführend mithilfe von Brechversuchen auch ein zukünftiges Aufbereitungsschema zu entwerfen. Gleichzeitig können in diesem Fall bei den verwendungsspezifischen Prüfungen bereits die Auswirkungen der Materialaufbereitung mit berücksichtigt werden.

Die Ergebnisse der Untersuchungen in der Entwurfs- und Planungsphase sind im Anschluss Grundlage der Ausschreibung und der Detailplanung der Materialbewirtschaftung.

### 3.3 Ausführungsphase

Aufgrund der geforderten Qualitätssicherung ist im Zuge der Verwendung des Ausbruchmaterials eine regelmäßige Überprüfung erforderlich.

Diese Überprüfungen sind ein wesentlicher Bestandteil der Materialbewirtschaftung auf der Baustelle. Wie bei der Überprüfung der Betonqualitäten üblich, muss auch für die Überprüfung des Ausbruchmaterials sowie der daraus produzierten Rohstoffe ein Prüfplan erstellt werden.

Um lange Wartezeiten auf Prüfergebnisse zu vermeiden, sollte hierfür ein Baustellenlabor mit speziellen Prüfeinrichtungen eingerichtet werden. Parallel zu den Überprüfungen auf der Baustelle ist es jedoch auch erforderlich ergänzende Untersuchungen an Materialversuchsanstalten weiterzugeben.

Die einzelnen Phasen der Verwendung von Ausbruchmaterial werden in Abb. 2 dargestellt.

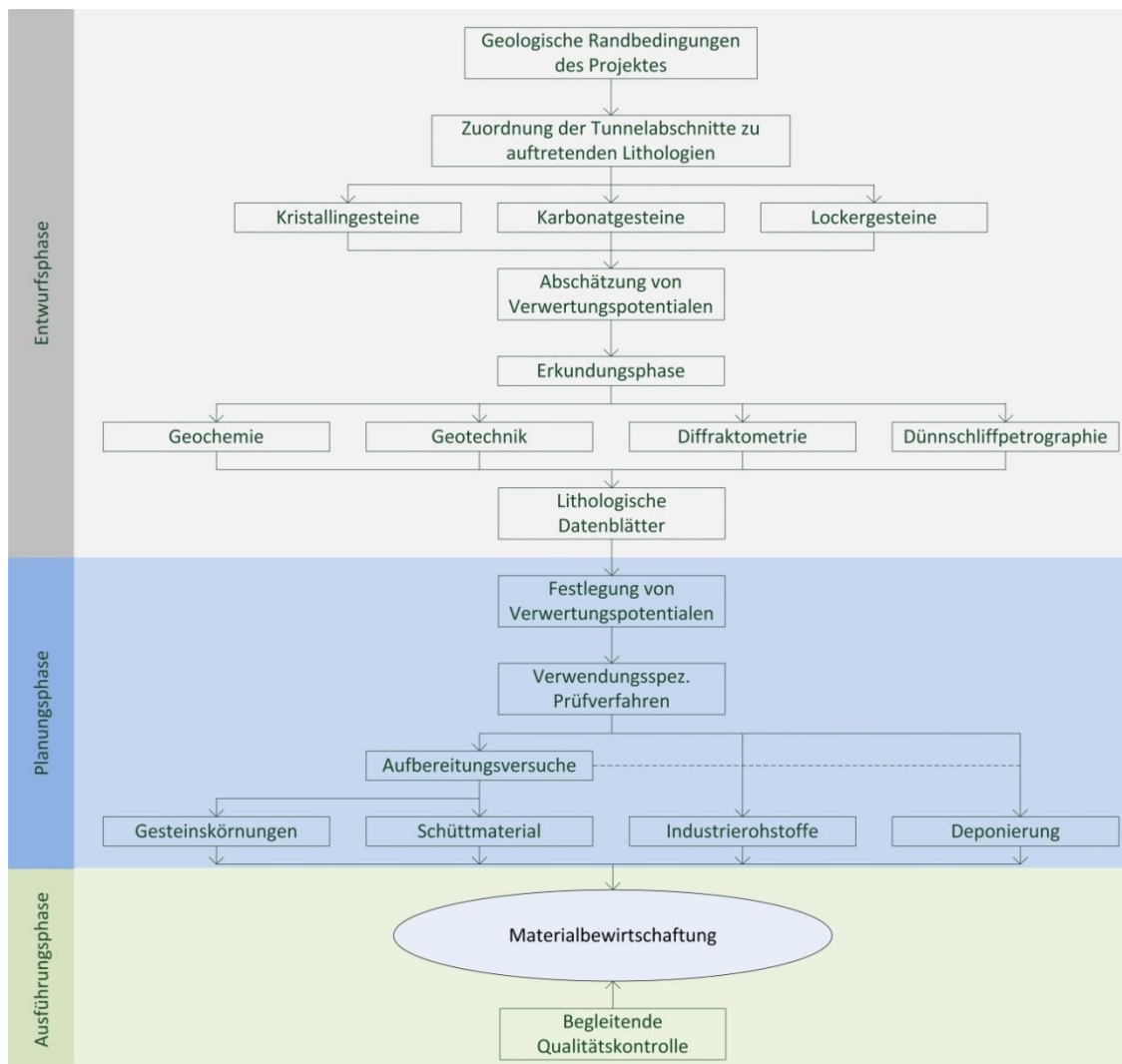


Abb. 2: Phasen der Verwendung von Tunnelausbruchmaterial

## 4 BEWERTUNGSMATRIX

Zur Erleichterung der Planung einer Verwendung von Ausbruchmaterial wurden im Zuge der Dissertation „Verwendung von Ausbruchmaterial – Entscheidungsgrundlagen“ (Resch 2012) auch eine Bewertungsmatrix entwickelt, mit welcher ausgehend von ausgewählten Materialuntersuchungen schon in der Projektierungs- bzw. Planungsphase eines Untertagebauwerkes das Verwendungspotential des Ausbruchmaterials abgeschätzt werden kann.

Darin werden die technischen, chemischen und mineralogischen Eigenschaften des Ausbruchmaterials Grenzwerten aus Normen und Richtlinien gegenübergestellt.

Um eine Abschätzung des Verwendungspotentials so früh wie möglich zu erreichen, wurden dabei erforderliche Materialuntersuchungen den Projektphasen Projektierungs- und Planungsphase zugeteilt.

Mithilfe der Bewertungsmatrix kann so sehr einfach die Eignung des Ausbruchmaterials für die Verwendung als

- Gesteinskörnung für die Betonproduktion,
- Gesteinskörnung für Tragschichten,
- Bahnschotter,
- Gesteinskörnung für Asphaltmischgut,
- Ziegelton und
- industrieller Rohstoff (von Kalkstein)

bestimmt werden.

Kann das Ausbruchmaterial als mineralischer Rohstoff verwendet werden, muss in einem nächsten Schritt das hierfür erforderliche Massenmanagement geplant werden. Hierbei ist vor allem die Wechselbeziehung zwischen Materialanfall und Materialbedarf (z.B. Bedarf an Gesteinskörnung) zu berücksichtigen.

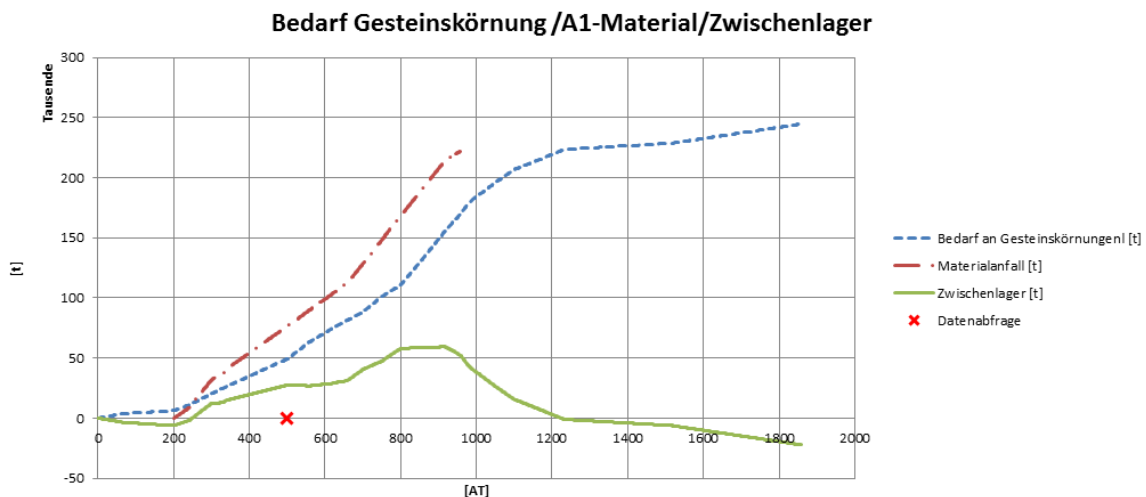


Abb. 3: Massenmanagement – Ergebnisblatt Berechnungsprogramm Massenmanagement (Resch 2012)

## 5 RECHTLICHE RANDBEDINGUNGEN

Das Bestreben Tunnelausbruchmaterial nicht zu deponieren sondern einer Verwendung zuzuführen entspricht auch den österreichischen sowie den europäischen Zielen, Rohstoffe zu sichern bzw. einzusparen. Um dieses Ziel zu erreichen wurden sowohl auf nationaler als auch auf europäischer Ebene Initiativen gestartet. Beispiele hierfür sind der österreichische Ressourceneffizienz Aktionsplan (REAP) sowie die Rohstoffinitiative der Europäischen Kommission.

Im Zusammenhang mit der Verwendung des Ausbruchmaterials sind Bestimmungen des Eigentumsrechts, des Abfallrechts und des Umweltrechts zu berücksichtigen.

In Österreich bleibt das Ausbruchmaterial im Allgemeinen im Eigentum des Grundstückseigentümers. Demgemäß sind daher im Bedarfsfall Vereinbarungen über die Nutzung des Ausbruchmaterials zwischen dem Auftraggeber eines Tunnelprojektes und den Grundstückseigentümern zu treffen.

Betrachtet man die Bestimmungen des Abfallrechts so ist Ausbruchmaterial derzeit dem Abfallbegriff zuzuordnen.

Im derzeit gültigen Bundesabfallwirtschaftsplan (BAWP) 2011 wurden erstmals explizit Bestimmungen für den Tunnelausbruch aufgenommen. Demnach darf Tunnelausbruch zur Untergrundverfüllung und als Recyclingbaustoff verwendet werden. Bezüglich der einzuhaltenden Bestimmungen wird auf jene der Aushubmaterialien und Baurestmassen verwiesen.

Hierbei ist jedoch zu berücksichtigen, dass nach der vorliegenden Definition die Verwendung von Tunnelausbruchmaterial nicht dem Begriff Recycling und somit auch nicht den Recycling-Baustoffen zuzuordnen ist. Recycling bezieht sich auf die Nutzung derselben Materialeigenschaften (Metall zu Metall) und nicht auf die (Rück-) Gewinnung von Grundstoffen bzw. Rohstoffen. Da es sich bei Tunnelausbruchmaterial um einen Primärrohstoff handelt kann die Verwendung dieses auch nicht unter dem Recycling-Begriff subsumiert werden (Gretzmacher et al. 2010).

Auch bei den Randbedingungen einer Verwendung bestehen wesentliche Unterschiede in Abhängigkeit des Ausgangsmaterials. Das erforderliche Massenmanagement sowie die Qualitätssicherung einer Tunnelbaustelle unterscheiden sich wesentlich von einer herkömmlichen Aushubbaustelle.

Aus diesem Grund wäre es sinnvoll für Tunnelausbruchmaterial auf Basis der vorliegenden Erfahrungen eigene Bestimmungen zu verfassen.

Auch die im Altlastensanierungsgesetz festgelegte maximale Zwischenlagerungsdauer von drei Jahren ist für eine Verwendung von Ausbruchmaterial problematisch (Entacher et al. 2011).

Betrachtet man die zeitliche Abfolge des Materialanfalls bzw. -bedarfs einer Tunnelbaustelle ist festzustellen, dass aufgrund der dem Vortrieb nachfolgenden Ausbaumaßnahmen das Anlegen von Materialspeichern unbedingt erforderlich ist.

Erstrecken sich die Baumaßnahmen, wie bei einem größeren Tunnelprojekt üblich, über mehrere Jahre so kann es hierbei sehr leicht zu einer Überschreitung der drei-jährigen Zwischenlagerungsdauer kommen. Der in diesem Fall fällige ALSAG-Beitrag würde jedoch die Wirtschaftlichkeit der Verwendung stark beeinflussen.

## 6 SCHLUSSFOLGERUNG

Gemäß der europäischen und österreichischen Umweltgesetzgebung ist in Zukunft der Ressourcenverbrauch einzuschränken. Eine Möglichkeit dieser Forderung bei der Errichtung von Untertagebauwerken nachzukommen stellt die Verwendung von Tunnelausbruchmaterial dar.

So kann durch die Verwendung von Ausbruchmaterial als mineralischer Rohstoff der Verbrauch von Rohstoffreserven aber auch an Grund und Boden (z.B. Deponieflächen) wesentlich verringert werden. Durch die einhergehende Verkürzung der Transportwege sind auch positive Auswirkungen auf die Emissionen (z.B. Staub, Lärm, CO<sub>2</sub>) einer Untertagebaustelle zu erwarten.

In Zukunft muss es daher das Ziel sein, dass die Überprüfung bzw. Planung einer Nutzung des Ausbruchmaterials bei jedem Tunnelprojekt ein integraler Bestandteil der Projektierungs- und Planungsphase ist und der Projektwerber umgekehrt als heute nachweisen muss, warum sich einzelne Ausbruchmaterialien nicht verwenden lassen und daher deponiert werden müssen.

## LITERATUR

- Entacher M. & Resch D. & Reichel P. & Galler R. (2011) Wiederverwertung von Tunnelausbruchmaterial, Abfallrecht im Berg- und Tunnelbau. *Geomechanics and Tunneling* (ISSN 1865-7389) Nr. 5.
- Gretzmacher G. & Reichel P. & Stanek W. (2010) *Forschungsprojekt Recycling von Tunnelausbruchmaterial - Rechtliche Einordnung von Tunnelausbruch*.
- Harer, G. & Pichler, P. (2009) Lösungen zur nachhaltigen Verringerung des Deponieerfordernisses beim Koralmtunnel. *Geomechanics and Tunneling* (ISSN 1865-7389) Nr. 5, S. 627-632.
- Huber, H. (1991) *Dissertation - Der Einfluss von gebrochenen Gneiszuschlagsstoffen auf den Beton der Zerkunftwerke*. Universität Innsbruck; Austria.
- Resch, D. (2012) *Dissertation - Verwendung von Tunnelausbruchmaterial – Entscheidungskriterien*. Montanuniversität Leoben; Austria.

# Exergiebilanz der stofflichen & energetischen Abfallverwertung: Fallbeispiele

G. Jungmeier & J. Pucker  
JOANNEUM RESEARCH, Energieforschung Graz,  
Österreich

G. Schmidt  
Saubermacher Dienstleistungs AG, Graz  
Österreich

R. Pomberger  
Institut für Nachhaltige Abfall-wirtschaft und Entsorgungstechnik (IAE), Montanuniversität Leoben,  
Leoben, Österreich

**KURZFASSUNG:** Die Saubermacher Dienstleistungs AG ist an einer Energie- und Exergiebilanz der stofflichen und energetischen Verwertung von Abfällen interessiert, um bei der Verwertung von Abfällen den sinnvollsten Behandlungsweg herauszufinden. Es sollen die Randbedingungen ermittelt werden, unter denen die stoffliche oder die energetische Verwertung sinnvoller ist. Anhand von vier Fallbeispielen – Aluminium, Kunststoff, Papier und Siedlungsabfall – wurde dieser Vergleich auf Basis einer Lebenszyklusanalyse (LCA) durchgeführt, und die wesentlichen Einflussparameter ermittelt. Die Energie- und Exergiebilanz wird in einer Lebenszyklusanalyse ermittelt, die eine Methode zur Abschätzung der Umweltauswirkungen eines Produktes im Verlauf des Lebensweges (d.h. „von der Wiege bis zur Bahre“) ist. Ausgehend von der Art und Menge der eingesetzten Endenergieträger (Strom und Wärme) und Hilfsstoffe werden jene Primärenergienmengen ermittelt, die notwendig sind, um die Abfälle zu verwerten. Dieser gesamte Primärenergiebedarf wird auch als „Kumulierter Energiebedarf“ bezeichnet. Es werden die unterschiedlichen Energieträger und der Heizwert der Abfälle erfasst. Der Primärenergieaufwand ist Exergie.

## 1 EINLEITUNG UND ZIELSETZUNG

Die Saubermacher Dienstleistungs AG ist an einer Energie- und Exergiebilanz der stofflichen und energetischen Verwertung von Abfällen interessiert, wobei die Randbedingungen ermittelt werden sollen, unter denen die stoffliche oder die energetische Verwertung sinnvoller ist. Anhand von vier Fallbeispielen – Aluminium, Kunststoff, Papier und Siedlungsabfall – wurde dieser Vergleich auf Basis einer Lebenszyklusanalyse („LCA - Life Cycle Assessment“) durchgeführt, und die wesentlichen Einflussparameter ermittelt.

Einem Entsorgungsunternehmen stehen üblicherweise verschiedene Möglichkeiten der Behandlung zur Verfügung. Die Entscheidung, welcher Entsorgungsweg gewählt wird, obliegt dem Stoffstrommanagement. Die Entscheidung wird auf Basis ökonomischer aber zunehmend auch abfallwirtschaftlicher und ökologischer Kriterien gefällt.

Die neue Abfallhierarchie der Europäischen Abfallrahmenrichtlinie sieht den Vorrang des „Recycling“ (= stoffliche Verwertung) vor „sonstige Verwertung“ (umfasst auch die thermische Verwertung). Auf der letzten Stufe steht die „Beseitigung“, darunter fällt z.B. die Deponierung oder die Verbrennung mit geringer Energieeffizienz. Im Abfallwirtschaftsgesetz ist aber vorgesehen, dass bei Betrachtung des gesamten Lebenszyklus im Einzelfall auch von der Abfallhierarchie abgewichen werden kann, wenn nachgewiesen werden kann, dass ein bestimmtes Behandlungsverfahren bessere Ergebnisse zeigt. Die Bedeutung der Methode der LCA zur Bewertung von Abfallbehandlungswegen wird daher zunehmen.

Das Interesse von Saubermacher war einerseits die Bilanzierung bestimmter Abfallarten und andererseits die Untersuchung der Frage, ob ein exergetischer Ansatz zu anderen Erkenntnissen führt als die energetische Betrachtung.



## 2 METHODE

Die Energie- und Exergiebilanz wird in einer Lebenszyklusanalyse ermittelt, die eine Methode zur Abschätzung der Umweltauswirkungen eines Produktes im Verlauf des Lebensweges (d.h. „von der Wiege bis zur Bahre“) ist. Ausgehend von der Art und Menge der eingesetzten Endenergieträger (Strom und Wärme) und Hilfsstoffe werden jene Primärenergienmengen ermittelt, die notwendig sind, um die Abfälle zu verwerten. Dieser gesamte Primärenergiebedarf wird auch als „Kumulierter Energiebedarf (KEA)“ bezeichnet. Es werden die unterschiedlichen Energieträger und der Heizwert der Abfälle erfasst. Der Primärenergieaufwand ist Exergie. Bei den Primärenergieträgern werden erfasst:

- die fossilen Energieträger Kohle, Erdgas und Erdöl,
- die erneuerbaren Energieträger Biomasse, Sonne, Wasserkraft und Wind,
- sonstige Energieträger wie Abfälle (z.B. thermische Verwertung in der Abfallverbrennung) und Atomkraft sowie
- der Heizwert der Materialien.

Exergie bezeichnet den Teil der Gesamtenergie eines Systems oder Stoffstroms, der Arbeit verrichten kann, wenn er in das thermodynamische (thermische, mechanische und chemische) Gleichgewicht mit seiner Umgebung gebracht wird. Exergie basiert also auf einem Potential zwischen mindestens zwei Zuständen, wobei einer davon meist der Umgebungszustand ist. Die Freie Enthalpie gibt die Arbeitsfähigkeit eines chemischen Systems (in einem offenen isothermen Prozess) an. Sie unterscheidet sich von der frei werdenden Energie ( $H - H_2$ ) um das Glied  $T(S_1 - S_2)$ . Diese Glied ist für Brennstoffe bei normaler Temperatur allerdings so klein, dass es meist vernachlässigt werden kann (daher Vereinfachung: Arbeitsfähigkeit = Heizwert):

- Strom, Brennstoff, Abfälle und Produkt sind 100 % Exergie
- Exergiegehalt der Wärme abhängig von Temperaturniveau:
  - Prozesswärme 80 % (1.000 °C) und
  - Heizwärme 30 % (110 °C).

Zur Bewertung werden die energetische und die exergetische Effizienz folgend festgelegt (Nur auf Energieprodukte und Materialien mit Heizwert anwendbar, d.h. nicht auf Aluminium):

- Energetische Effizienz [%]:  $\text{Output}_{\text{Energie}} / \text{Input}_{\text{Energie}} = (\text{Energie}_{\text{Strom+Wärme+Material}}) / \text{KEA}$ ,
- Exergetische Effizienz [%]:  $\text{Output}_{\text{Exergie}} / \text{Input}_{\text{Exergie}} = (\text{Exergie}_{\text{Strom+Wärme+Material}}) / \text{KEA}$  und
- Vergleich:  $\text{Effizienz}_{\text{Stoffliche Verwertung}} \text{ zu } \text{Effizienz}_{\text{Energetische Verwertung}}$ .

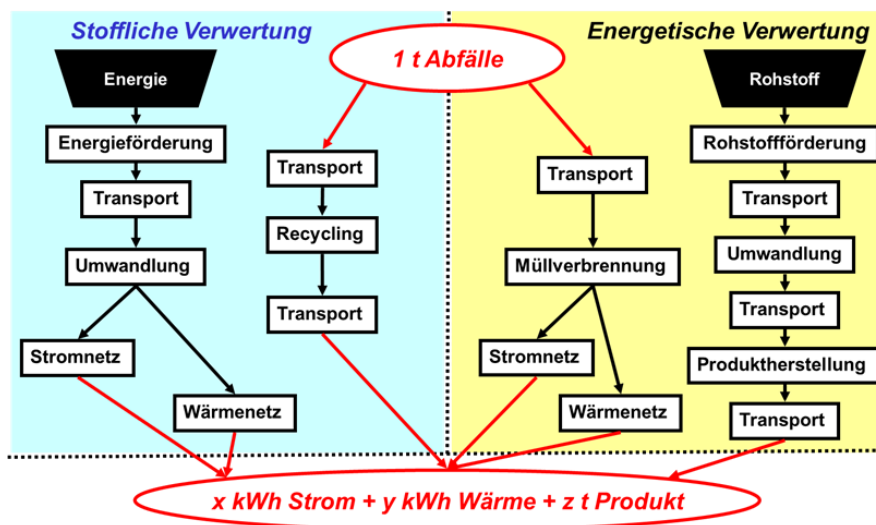


Abb. 1: Methode für den Vergleich der stofflichen und energetischen Verwertung

In Abb. 1 ist die Methode für den Vergleich der stofflichen und energetischen Verwertung im Lebenszyklus dargestellt. Der Vergleich muss sich auf dieselbe Menge Abfall (z.B. 1 Tonne) wie auch auf dieselben erzeugten Produkte („Nutzen“) beziehen (z.B. x MWh Strom, y MWh Wärme, z t Produkt), d.h. in den Systemgrenzen des Vergleiches müssen bei der stofflichen Abfallverwertung ein Energiesystem und bei der energetischen Abfallverwertung ein Produktsystem ergänzt werden.

### 3 UNTERSUCHTE FALLBEISPIELE

In Tab. 1 sind die untersuchten Abfälle und deren Verwertungen mit den im Detail untersuchten Varianten in Tab. 2 dargestellt. Die Varianten sind abhängig von:

- elektrischen & thermischen Nutzungsgraden der Abfallverbrennung,
- Energiebedarf des Recyclings und
- stoffliche Ausbeute beim Recycling.

Tab. 1: Untersuchte Abfälle und deren Verwertungen

Abfall	Stoffliche Verwertung	Energetische Verwertung
Aluminium	+ <sup>1)</sup>	-
Siedlungsabfall (als Ersatzbrennstoff)	-	+ <sup>2)</sup>
Altkunststoff	+	+
Altpapier	+	+

+..... untersucht, - .....nicht untersucht

<sup>1)</sup> Vergleich mit Deponierung

<sup>2)</sup> Vergleich Müllverbrennung und Zementindustrie

Tab. 2: Untersuchte Varianten

Variante <sup>2)</sup>	Nutzungsgrad Müllverbrennung <sup>1)</sup>	Energiebedarf Recycling bzgl. Primärproduktion	Stoffliche Ausbeute beim Recycling
Basis	60 % (20 %/40 %) <sup>3)</sup>	40 %	80 %
Ungünstig	20 % (20 %/0 %) <sup>3)</sup>	80 %	65 %
Günstig	80 % (20 %/60 %) <sup>3)</sup>	30 %	90 %

<sup>1)</sup> 20 % elektrischer Nutzungsgrad

<sup>2)</sup> Datengrundlagen: Grunddaten aus GEMIS und eigene Annahme

<sup>3)</sup> Nutzungsgrad Strom/Wärme

## 4 ERGEBNISSE

### 4.1 Fallbeispiele

Der Vergleich der energetischen und exergetischen Effizienz der untersuchten Abfälle ergab folgende Ergebnisse

- Aluminium: das Recycling von Aluminium ist energetisch deutlich günstiger, als die Erzeugung von neuem Aluminium und Deponierung von Aluminium.
- Siedlungsabfall: Die energetische und exergetische Effizienz der energetischen Verwertung von Siedlungsabfall (nach Aufbereitung als Ersatzbrennstoff) in der Zementindustrie ist etwa gleich wie in der hochwertigen Abfallverbrennung. Die Effizienz in der Zementindustrie ist deutlich höher, wenn in der alternativen Abfallverbrennung nur Strom erzeugt wird, im Gegensatz dazu ist die Effizienz in der Zementindustrie geringer, wenn in der Abfallverbrennung zusätzlich auch ein Großteil der anfallenden Wärme genutzt werden kann. Das Ergebnis wird sehr stark vom thermischen und elektrischen Nutzungsgrad der Abfallverbrennung beeinflusst.
- Altkunststoffe (Abb. 2 und 3): Die energetische und exergetische Effizienz der energetischen Verwertung von Altkunststoffen ist nur geringfügig günstiger als die stoffliche Ver-

- wertung. Wenn bei der stofflichen Verwertung die Produktausbeute hoch und der Energiebedarf gering sind, kann die energetische bzw. exergetische Effizienz der stofflichen Verwertung von Altkunststoff höher sein als dessen energetische Verwertung.
- Altpapier (Abb. 4 und 5): Die energetische und exergetische Effizienz der energetischen Verwertung von Altpapier ist dann deutlich günstiger als die stoffliche Verwertung, wenn das nicht genutzte Holz im Fall der stofflichen Verwertung im Wald verbleibt und natürlich oxidiert.
  - Für den Fall, dass Kunststoffe bzw. Altpapier öfters stofflich verwertet werden, kann angenommen werden, dass beim 1 Recycling die stoffliche Verwertung energetisch und exergetisch günstiger sein kann, da die Qualität des Altkunststoffs und Altpapiers vor dem 1 Recycling höher ist als beim 2. bzw. 3. Recycling. Beim mehrmaligen Recycling verschlechtert sich die Qualität des Altpapiers bzw. Altkunststoffes, sodass die energetische Verwertung günstiger sein kann als die stoffliche Verwertung.

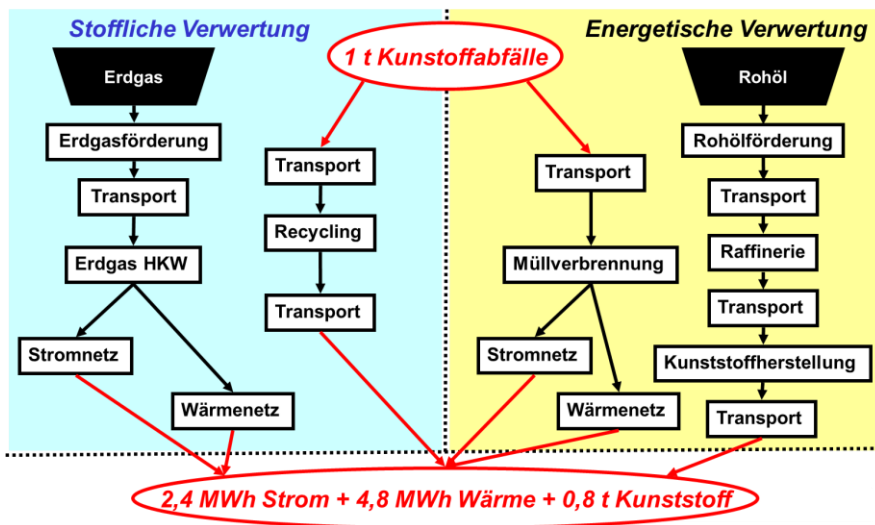


Abb. 2: Vergleich der stofflichen und energetischen Verwertung von Kunststoffen

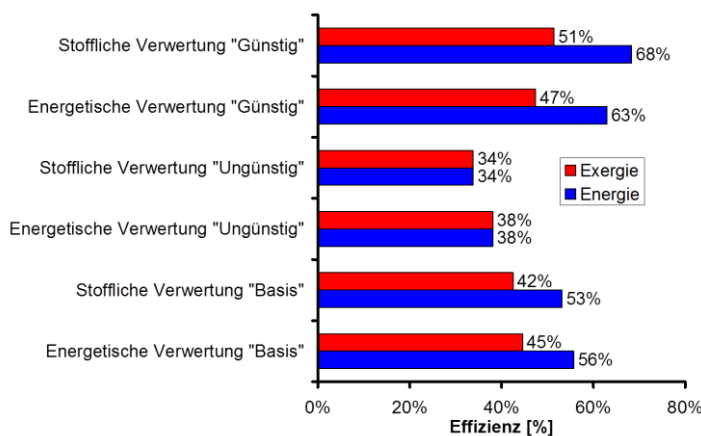


Abb. 3: Effizienz der stofflichen und energetischen Verwertung von Kunststoffen

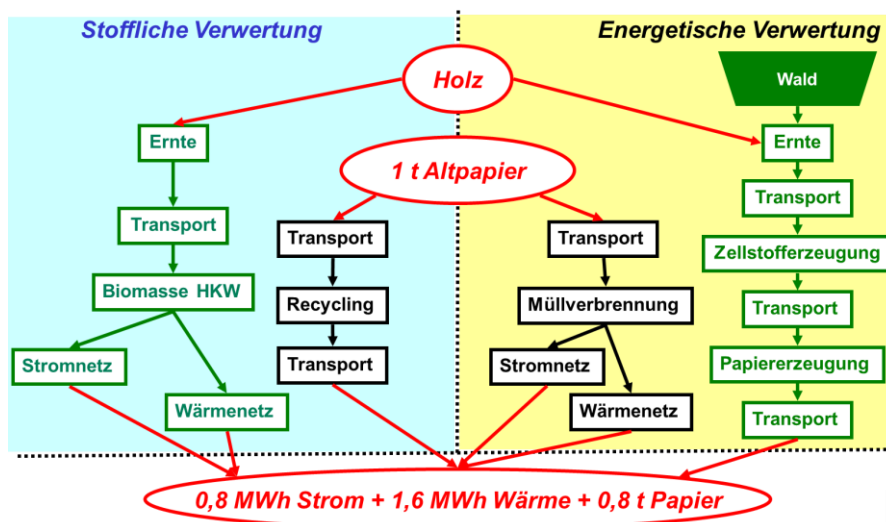


Abb. 4: Vergleich der stofflichen und energetischen Verwertung von Altpapier

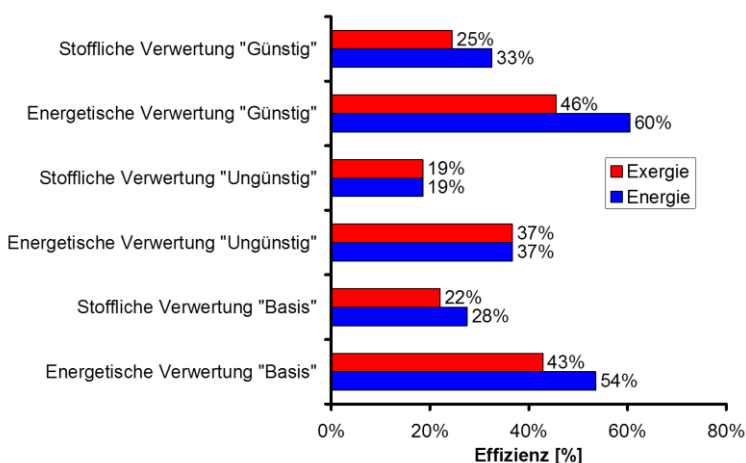


Abb. 5: Effizienz der stofflichen und energetischen Verwertung von Altpapier

#### 4.2 Methodische Erkenntnisse

Die folgenden methodischen Erkenntnisse wurden gewonnen:

- Ein Vergleich der stofflichen und energetischen Abfallverwertung kann nur auf Basis einer Lebenszyklusanalyse durchgeführt werden.
- Der Vergleich muss sich auf dieselbe Menge Abfall (z.B. 1 Tonne) wie auch auf dieselben erzeugten Produkte („Nutzen“) beziehen (z.B. x MWh Strom, y MWh Wärme, z t Produkt), d.h. In den Systemgrenzen des Vergleiches müssen bei der stofflichen Abfallverwertung ein Energiesystem und bei der energetischen Abfallverwertung ein Produktsystem ergänzt werden.
- Für die energetische bzw. exergetische Bewertung muss der kumulierte Primärenergieaufwand in der Lebenszyklusanalyse für die stoffliche und energetische Verwertung ermittelt werden.
- Zur energetischen bzw. exergetischen Bewertung wird die energetische bzw. exergetische Effizienz ermittelt, die sich aus dem Verhältnis der Energie bzw. Exergie der erzeugten Produkte zum kumulierten Primärenergie- bzw. Exergieaufwand ergibt.
- Der Energiegehalt von Strom, Abfällen und Brennstoffen ist gleich der Exergie. Der Exergiegehalt der Wärme hängt vom Temperaturniveau der anfallenden bzw. genutzten Wärme ab, z.B. Wärme bei 100 °C hat einen Exergiegehalt von etwa 30 %.

- Der Vergleich der energetischen und exergetischen Effizienz der stofflichen und energetischen Abfallverwertung ergibt dasselbe Ergebnis, da bei beiden Verwertungen der Exergiegehalt der Produkte derselbe ist, d.h. die exergetische Bewertung ergibt keine zusätzlichen Erkenntnisse zur energetischen Bewertung.
- Insgesamt zeigt sich, dass die folgende beiden Faktoren den Vergleich der energetischen bzw. exergetischen Effizienz der energetischen und stofflichen Verwertung maßgeblich beeinflussen:
  - der Nutzungsgrad der Strom- und Wärmeerzeugung (bzw. Möglichkeit der Wärmenutzung) aus Abfall in der Müllverbrennung und
  - der Energiebedarf und die Produktausbeute der stofflichen Verwertung.
- Im Einzelfall kann auch eine „günstige“ stoffliche (oder energetische) Verwertung mit einer „ungünstigen“ energetischen (oder stofflichen) Verwertung verglichen werden. Das Ergebnis des Vergleiches ist von der Qualität der Verwertungsverfahren abhängig, die durch wesentliche Einflussfaktoren bestimmt wird.

### 4.3 Einflussfaktoren

Die folgenden wesentlichen Einflussfaktoren wurden identifiziert:

- Energetische Verwertung: Nutzungsgrade der Abfallverbrennung, d.h. das Verhältnis der Brennstoffenergie zur erzeugten Strom- bzw. Wärmemenge, Menge der nutzbaren Wärme bei Abfallverbrennung, Temperaturniveau der nutzbaren Wärme, z.B. Fernwärme, Prozesswärme in Zementindustrie, Ersetze Energie: Stromerzeugung, Art der ersetzten Energieträger: Holz vs. Kohle, KWK bei fossiler Energie oder getrennte Strom- und Wärmeerzeugung
- Stoffliche Verwertung: Energiebedarf, Produktausbeute, Nutzung der Reststoffe bei der stofflichen Verwertung, Qualität von Recyclingprodukten: Kunststoff, Papier, Aluminium, Berücksichtigung der natürlichen Oxidation von Holz bei stofflicher Verwertung von Altpapier
- Allgemein: Transportdistanzen, Standort der Anlagen, z.B. Österreich, China, Energie-Exergieinhalt der Stoffe mit Heizwert

Zur Beurteilung ob ein Abfallbehandlungsverfahren abfallwirtschaftlich sinnvoll ist können noch viele andere Kriterien herangezogen werden. Die Bewertung anderer Umweltaspekte wie z.B. Treibhausgaspotential, Wasserverbrauch oder Verbleib von Schadstoffen kann andere Ergebnisse als die energetische bzw. exergetische Bewertung ergeben.

### LITERATUR

Diese Analysen wurden von der JOANNEUM RESEARCH Forschungsgesellschaft mbH im Auftrag und in Zusammenarbeit mit der Saubermacher Dienstleistungs AG durchgeführt.

# Vergleich etablierter Softwareprogramme zur Ökobilanzierung

C. Gallien

Montanuniversität Leoben, Leoben, Österreich

**KURZFASSUNG:** Mit der zunehmenden Fokussierung der Unternehmen auf eine energie- und ressourceneffiziente Produktion kann eine Stoff- und Energiebilanz einen wichtigen Beitrag zur Identifizierung der Verbesserungspotenziale leisten. Mit einer Ökobilanzierung kann einerseits die Wirtschaftlichkeit eines Unternehmens wesentlich verbessert und andererseits auch zur nachhaltigen Entwicklung beigetragen werden. Eine Unterstützung für die ganzheitliche Ökobilanzierung liefern kommerziell verfügbare Softwareprogramme. Dabei ist es wesentlich, aus dem vorhandenen Angebot von Softwaretools, das für die spezifischen Bewertungsvorhaben bestgeeignetste Programm auszuwählen. Die Nutzwertanalyse als Bewertungsinstrument, stellt eine geeignete Anwendungsmöglichkeit dar, die es ermöglicht aufbauend auf der betriebspezifischen Sichtweise eine fundierte analytische Empfehlung abzugeben. Um den optimalen Softwareeinsatz für einen Betrieb zu gewährleisten, ist es sinnvoll sich die kurzfristigen und mittelfristigen Ziele im Bereich des Umweltmanagements zu definieren und anhand dieser Zielsetzungen eine Bewertung durchzuführen.

## 1 EINLEITUNG

Das weltweit zunehmende Abfallaufkommen und die steigenden Emissionen haben einen stärkeren negativen Einfluss auf die natürlichen Lebensräume für den Menschen, sowie auch auf Flora und Fauna. In Österreich betragen die gesamten Treibhausgas-Emissionen 2009 80,1 Mio. t-CO<sub>2</sub> eq (Umweltbundesamt 2011). Der steigende Druck an die Industrieunternehmen ihr Abfallaufkommen und ihre Emissionen zu vermindern, stellt große Anforderungen an die Produktions- und Dienstleistungsprozesse. Um Einsparungen im Unternehmen in den Bereichen der Treibhausgase, Energieverbräuche und Abfallaufkommen zu erreichen sowie die damit verbundenen Kosten zu reduzieren stellt der Einsatz einer Energie- und Stoffbilanzierung eine gute Möglichkeit dar um diese Problembereich aufzuzeigen und herauszufiltern. Ziel dieser Studie ist es festzustellen, welche Softwareprogramme anhand bestimmter betriebspezifischer Kriterien (Nutzwertanalyse) am besten geeignet sind, die Stoff- und Energieströme im Betrieb zu erfassen und die Problemfelder zu untersuchen.

## 2 METHODIK

Basis für die Bewertung der Softwareprogramme ist die Entwicklung eines Fallbeispiels aus der Abfallwirtschaft. Dieses beinhaltet die wichtigsten Funktionen und stellt eine gute Einführung in die Arbeit mit Ökobilanzen dar. Die Grundlage für die Beurteilung bietet die grafische Darstellung des Fallbeispiels in der Software, wobei daraus der Kriterienkatalog mit qualitativen und quantitativen Charakteristika abgeleitet wird um den Erfüllungsgrad bewerten zu können. Anschließend erfolgt die Gewichtung der Kriterien angelehnt an den Schwerpunktbereich Umwelt und an das entworfene Fallbeispiel. Der Erfüllungsgrad der Softwareprogramme wird mit den Punkten der Zielkriterien bewertet und der Nutzwert berechnet.

### 3 AUSWAHL DER SOFTWAREPROGRAMME

Eine Literaturrecherche liefert die marktüblichen Softwareprogramme zur Ökobilanzierung. Diese werden nachfolgend dargestellt:

#### 3.1 *Umberto*

Mit dem Programm „Umberto“ ist es möglich vernetzte Stoff- und Energieströme abzubilden. Diese Software liefert neben der Modellierung der Stoffstromnetze auch eine Auswertung der Stoffstrommodelle. Ziel dabei ist es, die Mengenflüsse im Stoff- und Energiestromsystem in ihrer ganzen Komplexität abzubilden. Die grafische Darstellung und Simulation der Stoffströme erfolgt mit der Petri-Netz-Theorie. Ein Bestandteil der Stoffstromanalyse-Software Umberto sind Materiallisten in denen die relevanten Stoff- und Energiearten strukturiert hinterlegt werden. Zudem besteht die Möglichkeit die Maßeinheiten mit einer vereinfachten ökologischen sowie ökonomischen Einteilung (Gut, Übel, Neutrum) festzulegen und mit Hilfe anderer Eigenschaften zu beschreiben. Einen wesentlichen Bestandteil der Software bietet ein graphischer Netzeditor; mit diesem können interaktiv Stoff- und Energiestromnetze modelliert werden (ifu Institut für Umwelttechnik).

#### 3.2 *SimaPro*

Diese Software bietet die Möglichkeiten der vollständigen Ökobilanzierung, wobei diese in Anlehnung an die ISO 14040 aufgebaut wurde. SimaPro ermöglicht die Erstellung von einfachen Systemanalysen und eine parametrisierte Modellierung. Zudem kann mit dieser Software auch die gesamte Wirkungsabschätzung auf jeder einzelnen Modellstufe durchgeführt werden. Weitere Funktionen sind noch die Schwachstellenanalyse und Monte Carlo Simulation (Sima Pro 7).

#### 3.3 *MS Visio*

Dieses Programm ermöglicht die Erstellung von komplexen Stoff- und Energieflussmodellen anhand eines vielfältigen Bausatzes für die grafische Modellierung (Microsoft Office).

#### 3.4 *STAN*

STAN ist eine Freeware, welche die Modellierung von Stoff- und Energieflüssen gemäß der ÖNORM S 2096 ermöglicht. Dabei kann auf eine Toolbox von bestehenden Komponenten zur Modellentwicklung zurückgegriffen werden. Zusätzlich bietet die Software neben der Modellierung noch die Möglichkeit Ströme zu berechnen und als Sankey-Diagramm darzustellen (Technische Universität Wien).

#### 3.5 *Gabi*

Diese Software ermöglicht die Erstellung von Ökobilanzen für Produkte, wobei versucht wird die verstärkte Nachfrage von umweltfreundlichen Produkten zu gewährleisten und dabei auch den Rohstoffeinsatz zu optimieren sowie die anfallenden Kosten zu reduzieren (Gabi Software).

#### 3.6 *KEA-Datenbank*

Ist eine datenbankorganisierte Möglichkeit zur Berechnung des Kumulierten Energieaufwandes für ein betrachtetes Modell. Die KEA-Datenbank enthält Informationen über Grundstoffe, Halberzeugnisse, verschiedene Prozesse in der Industrie sowie auch über Energieinhalt, Emissionen und bestimmter Stoffwerte (Geuder 2004).

#### 3.7 *Gemis-Datenbank*

Diese Datenbank dient der Bilanzierungs- und Analysemöglichkeiten von Lebenszyklen für die anfallenden Stoff- und Energieströme in einem Modell. In GEMIS findet man die grundlegen-

den Daten für die Bereitstellung von Energie sowie auch für verschiedene Technologien im Bereich von Wärme und Strom. Zusätzlich werden in der Datenbank auch vollständige Prozesse bereitgestellt. Neben den Umweltauswirkungen können in GEMIS auch Kostenanalysen durchgeführt werden (Fritsche & Schmidt 2007).

In weiterer Folge werden nur jene Programme betrachtet die neben der Stoff- und Energieflussmodellierung auch automatische Berechnungsmöglichkeiten anbieten und nicht nur für Produkte, sondern für die Abfallwirtschaft geeignet sind. Aus diesem Grund stellen die Programme Umberto, SimaPro und STAN für die Bearbeitung des Fallbeispiels und für die Erstellung der Nutzwertanalyse die bestgeeignetsten Programme dar.

#### 4 FALLBEISPIEL

Das Fallbeispiel stellt ein vereinfachtes Abfallwirtschaftskonzept eines Bürogebäudes (in einer Automobilindustrie) dar; dabei werden das Altpapier, der Tonerverbrauch, der Restmüll und Sonstige Abfälle betrachtet. Nach der Archivierung des Altpapiers und der Toner wird der Restmüll getrennt und den anderen Fraktionen zugewiesen. Der sonstige Abfall wird anschließend in gefährliche und nicht gefährliche Abfälle getrennt. Die grafische Darstellung zeigt die Stoffflussanalyse in Umberto (Abb. 1).

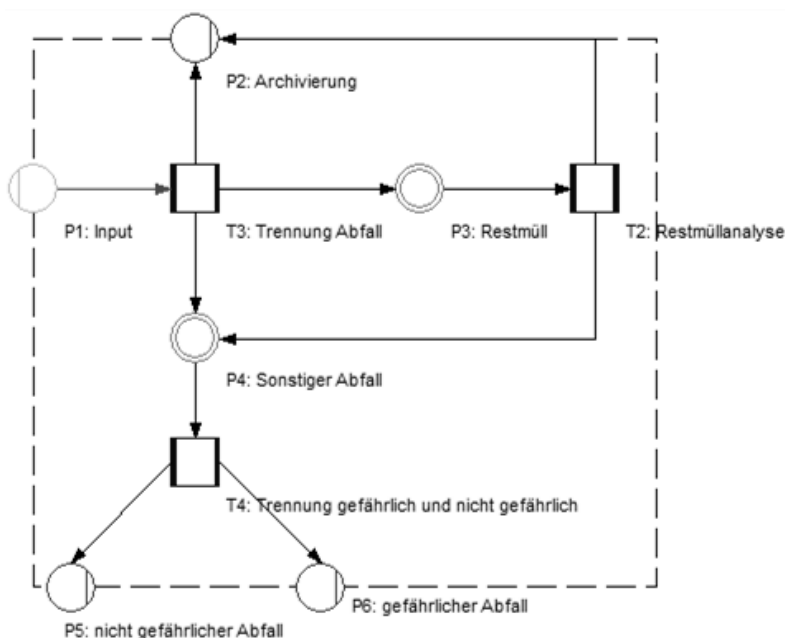


Abb. 1: Stoffstromanalyse in Umberto (Fallbeispiel)

Der Softwarevergleich zeigt, dass Abweichungen durch die Betrachtung von unterschiedlichen Vorketten entstehen können, dies tritt vor allem bei der Software SimaPro auf, da diese über eine ausreichend große Datenbank verfügt und zahlreiche Stoffe und Materialien mit einer spezifischen Vorkette ausgestattet sind. Das Programm Umberto ermöglicht für die Betrachtung eines Abfallwirtschaftskonzeptes auch einen einfachen Import von unternehmensspezifischen Daten, während diese hilfreiche Funktion für Unternehmen im Programm SimaPro nur kompliziert anwendbar ist. Zudem bietet Umberto die Möglichkeit die Kosten der einzelnen Stoffe festzulegen, und damit eine Kostenabschätzung der einzelnen Stoff- und Energieströme zu erreichen. Die Software SimaPro bietet zwar keine Kostenberechnung aber dafür ist eine vollständige Wirkungsabschätzung inklusive der grafischen und tabellarischen Auswertung möglich. Mithilfe der unterschiedlichen Erkenntnisse der Softwareprogramme ist es nun möglich einen Kriterienkatalog für die Nutzwertanalyse zu entwickeln, anhand diesem die Berechnung des Erfüllungsgrades für die optimale Softwareentscheidung des Betriebsgebrauches ausgewählt werden kann.



## 5 NUTZWERTANALYSE

### 5.1 Vorgehensweise

Die Nutzwertanalyse liefert eine systematische Entscheidungsvorbereitung zur Auswahl von Alternativen. Dabei können komplexe Handlungsalternativen mit dem Zweck, die einzelnen Alternativen entsprechend der Präferenzen der Entscheidungsträger bezüglich eines mehrdimensionalen Zielsystems einzuordnen, analysiert werden. Der Nutzwert ist ein relativer Wert und wird nicht monetär bewertet.

Diese stellt ein gängiges Instrument zur leichteren Entscheidungsfindung dar, da mehrere Eigenschaften bzw. Kriterien und Ziele berücksichtigt werden. Die in der Praxis relevanteste Art der Nutzwertanalyse ist jene, die anhand eines Zielsystems die Bewertung der Alternativen vornimmt. Dazu werden die Kriterien, die für die Zielerreichung durch die Alternativen erfüllt sein müssen, gewichtet. Dies nennt man Zielgewicht oder den Gewichtungsfaktor. Die Kriterien werden überprüft, in wieweit sie das jeweilige Ziel erfüllen. Um eine einheitliche Bewertung durchzuführen müssen die unterschiedlichen Dimensionen (Energie, Gewicht, Zeit etc.) auf eine einheitliche Ebene gebracht werden. Für die Zielerreichung liefert der festgelegte Zielerfüllungsgrad die notwendigen Informationen. Der Teilnutzen ergibt sich aus der Multiplikation von Gewichtungsfaktor und Zielerfüllungsgrad, wobei anschließend die Summe dieser den Gesamtnutzen ergibt anhand diesem die Vergleichsobjekte geordnet werden können (Müller-Herbers 2007).

Aus diesem Grund sollte das entworfene Excel-Tool für die Softwarebewertung auch an die spezifischen Unternehmensbedürfnisse angepasst und die Gewichtungskriterien neu gestaltet werden. In der Abb. 2 wird ein Ausschnitt aus dem Kriterienkatalog dargestellt.

Zielkriterien	Zielgewicht HK	Zielgewicht UK
<b>Sachbilanz</b>	<b>25</b>	
Betrachtungsperiode definieren		2
Systemgrenzen festlegen		2
Anlegen/Bearbeiten/Löschen von Stoffen		6
Einheiten definieren		2
Funktion des Stoffes definieren		6
Zuordnung der Stoffe zu Produktgruppen und Prozessschritten		2
Herkunft des Stoffes		4
Verbleib und die Entsorgung von Stoffen		2
Input- und Outputstellen definieren		6
Prozesse festlegen		10
Verbindungen zwischen Stellen und Prozessen anlegen		2
Mengenverhältnisdarstellung		8
Funktionen für die Berechnung festlegen		8
Zielmenge in den Verbindungen anlegen		2
Berechnung der fehlenden Stoff- und Energieströme		15
Subnetze anlegen		8
Kosten von Materialien festlegen		10
grafische Netzdarstellung		2
Sankey-Modus-Darstellung		3
		100

Abb. 2: Gewichtung Haupt- und Subkriterien

In diesem Fall wird das Hauptkriterium „Sachbilanz“, welches einen Gewichtsanteil von 25 % hat mit den dazugehörigen Unterkriterien abgebildet.

Die Hauptkriterien wurden in Unterkriterien unterteilt, um eine detailgetreue Bewertung zu ermöglichen. Dabei wurden die Zielerfüllungsgrade für die Subkriterien festgelegt und mithilfe einer Punkteskala von 0 – 5 bewertet, wobei fünf Punkte die Bestbewertung darstellen. Ein Ausschnitt aus den Zielerfüllungsgraden des Hauptkriteriums „Sachbilanz“ stellt die beispielhafte Bewertung dar (Abb. 3).

Kriterien/Zielwerte	0	1	2	3	4	5
Systemgrenzen festlegen	Nein					Ja
Anlegen/Bearbeiten/Löschen von Stoffen	nicht möglich	nur Anlegen		nur Anlegen und Bearbeiten		möglich
Einheiten definieren	Nein					Ja
Funktion des Stoffes definieren	Nein					Ja
Zuordnung der Stoffe zu Produktgruppen und Prozessschritten	Manuell		Anhand mathematischer Funktionen		Automatisch	
Herkunft des Stoffes	Keine Herstellungsauskunft des Stoffes		Definiton der Inputstelle ohne Vorkette		Definition der Inputstelle möglich inkl. Berücksichtigung der Vorkette	

Abb. 3: Zielerfüllungsgrade

## 5.2 Ergebnisse

Die Ergebnisse der Nutzwertanalyse für den Einsatz in der Abfallwirtschaft zeigen, dass die Haupteinflussfaktoren aufgrund der Gewichtung die Sachbilanz, die Bibliothek und den Gesamteindruck des Programmes betreffen. Die Gewichtung der Einflussfaktoren konnte mithilfe einer Recherche bezüglich der Anforderungen an die Modellierung in der Abfallwirtschaft durchgeführt werden. In der Abb. 4 wird die Nutzwertbewertung der Hauptkriterien der Softwareprogramme verglichen und stellt somit jene Teilbereiche, bei denen die Vorteile der Programme liegen, dar.

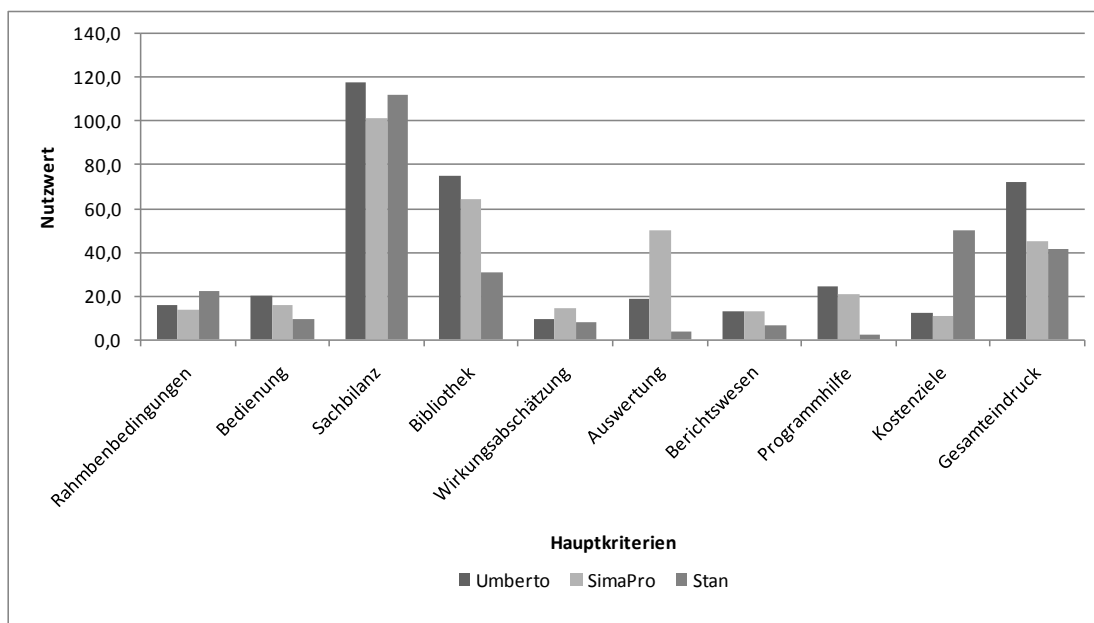


Abb. 4: Teilnutzwerte der drei Softwareprogramme anhand der Hauptkriterien

In der Abb. 5 wird die Reihung der drei untersuchten Softwareprogramme dargestellt. Dabei ist ersichtlich, dass Umberto den höchsten Nutzwert liefert, da die Sachbilanzerstellung in diesem Programm jene Funktionen bietet, um eine betriebsspezifische Stoff- und Energieanalyse durchführen zu können. Die Software STAN liegt am dritten Rang, obwohl diese eine gute Bilanzierung ermöglicht, aber über wenige Zusatzfunktionen verfügt. Die Software SimaPro weist einen guten Nutzwert auf, obwohl anhand der Darstellung der Hauptkriterien ersichtlich ist, dass diese im Bereich der Sachbilanzerstellung den geringsten Teilnutzwert liefert, was auf eine automatische vordefinierte Bilanzerstellung zurückzuführen ist, welche etwas geringere spezifische Unternehmensabbildungen ermöglicht.

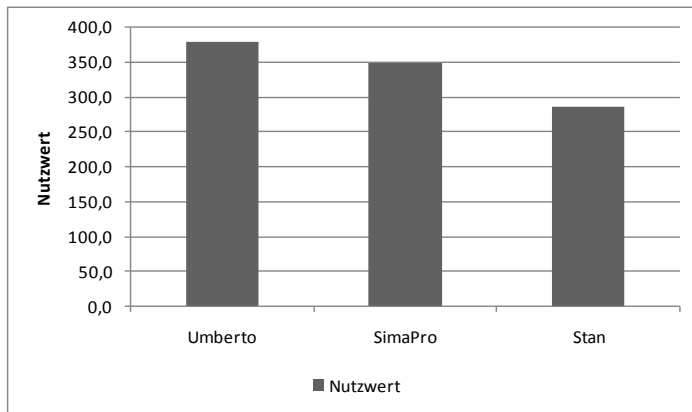


Abb. 5: Gesamtnutzwert der Softwareprogramme

Werden die Nutzwerte den Kosten der Programme gegenübergestellt, so zeigt sich, dass STAN welches den geringsten Nutzwert aufweist, keine Kosten verursacht und somit bei der Analyse des Kosten-Nutzen-Verhältnisses am vorteilhaftesten erscheint. Der Grund liegt darin, da die beiden anderen Programme doch einen wesentlich höheren Nutzwert aufweisen, aber auch über die Nutzungsdauer laufende Kosten verursachen. Für den Entscheider ist wesentlich, welche Kriterien für die Zielerfüllung erreicht werden müssen und wie die Gewichtung des flexiblen Kriterienkataloges erfolgt.

## 6 ZUSAMMENFASSUNG

Es ist deutlich geworden, dass die Auswahlentscheidung im Rahmen der Software für eine Stoff- und Energieanalyse entscheidende Vorteile bietet. Besonders herauszustellen sind hier vor allem die Möglichkeiten der einfachen Vergleichbarkeit mithilfe eines gewichteten Kriterienkataloges und der dafür definierten Zielerfüllungsgrade und die Darstellung des Gesamtnutzwertes für den Entscheider. Grundsätzlich bieten die verschiedenen Softwarepakete ähnliche Funktionsmöglichkeiten und liefern auch unter der Betrachtung derselben Rahmenbedingungen nahezu idente Ergebnisse. Das entwickelte Excel-Tool für die Nutzwertanalyse kann als Entscheidungsgrundlage für die Softwareauswahl in Betrieben dienen, womit die Schwachstellen der Stoff- und Energieverbräuche ermittelt werden können und somit ein Beitrag zur Ökoeffizienz geleistet wird.

## LITERATUR

- Fritsche, U.R. & Schmidt K. (2007) *Handbuch zu Globales Emissions-Modell Integrierter Systeme (GEMIS)*, <http://www.gemis.de/g44handbuch.07.pdf>.
- Gabi Software: *Software für Ökobilanzen*, Online im WWW unter URL: <http://www.gabi-software.com/ce-eu-german/downloads/>, Stand 25.07.2012.
- Geuder, M. (2004) *Energetische Bewertung von Windkraftanlagen – Diplomarbeit*, [http://bastgen.de/schule/physik/10/KEA/Studie\\_FH-W%25FCrzburg\\_EnergBewertung.pdf](http://bastgen.de/schule/physik/10/KEA/Studie_FH-W%25FCrzburg_EnergBewertung.pdf).
- ifu Institut für Umweltinformatik (2011) *Umberto - Benutzerhandbuch Version 5*, Hamburg.
- Microsoft Office (2012) *Allgemeine Aufgaben in Visio 2010*, Online im WWW unter URL: [http://office.microsoft.com/de-at/visio-help/allgemeine-aufgaben-in-visio-2010-HA101835290.aspx?CTT=5&origin=HA010370238#\\_Toc254806997](http://office.microsoft.com/de-at/visio-help/allgemeine-aufgaben-in-visio-2010-HA101835290.aspx?CTT=5&origin=HA010370238#_Toc254806997), Stand 24.07.2012.
- Müller-Herbers, S. (2007) *Methoden zur Beurteilung von Varianten, Fakultät Architektur und Stadtplanung*, Institut für Grundlagen der Planung, Universität Stuttgart, 4. Auflage.
- Sima Pro 7 (2012) *SimaPro Software für Ökobilanzierung*, Online im WWW unter URL: <http://www.simapro.de/SimaPro-Software.67.0.html>, Stand 25.07.2012.
- Technische Universität Wien (2012) *STAN - Software für Stoffflussanalyse*, Online im WWW unter URL: <http://iwr.tuwien.ac.at/ressourcen/downloads/stan.html>, Stand 25.07.2012.
- Umweltbundesamt (2011) *Klimaschutzbericht 2011: Daten & Zahlen*, [http://www.umweltbundesamt.at/fileadmin/site/presse/news\\_2011/KSB\\_2011.pdf](http://www.umweltbundesamt.at/fileadmin/site/presse/news_2011/KSB_2011.pdf).

# CO<sub>2</sub>- und Energiebilanz verschiedener Verfahren der Bioabfallverwertung

W. Müller, A. Bockreis & M. Ortner

*Universität Innsbruck, Abfallbehandlung und Ressourcenmanagement, Innsbruck, Österreich*

**KURZFASSUNG:** Für die Verwertung von Bioabfall gewinnt die Energieerzeugung durch Vergärung und teilweise auch Verbrennung zunehmend an Bedeutung gegenüber der klassischen Kompostierung. Aus allen Verfahren resultieren unterschiedliche Produkte, die mit spezifischen Umweltauswirkungen verbunden sind. Diese werden in der vorliegenden Veröffentlichung einer vergleichenden ökologischen Bewertung anhand der Kriterien „Klimaschädigende Emissionen (CO<sub>2</sub>-Äquivalente)“ sowie „Kumulierter Energieverbrauch“ unterzogen. Es kann festgehalten werden, dass es keine klare Reihung der ökologischen Vorzüglichkeit gibt, da die projekt- bzw. anlagenspezifischen Rahmenbedingungen einen großen Einfluss auf das Gesamtergebnis haben. Dies bedeutet im Umkehrschluss, dass die Kompostierung auch weiterhin eine Rolle in der Behandlung von Bioabfällen haben wird.

## 1 EINLEITUNG

Für die Verwertung von Bioabfällen stellt die Kompostierung nach wie vor das vorwiegende Behandlungsverfahren dar. In den letzten Jahren sind andere Verfahren in den Mittelpunkt gerückt, die auf die Gewinnung von Energie abzielen, insbesondere die Vergärung und Verbrennung. Diese Verfahren sind jedoch in der Regel mit höheren technischen Aufwendungen verbunden. Weiterhin resultieren unterschiedliche Produkte aus den unterschiedlichen Verfahren.

Ziel dieser Veröffentlichung ist die vergleichende ökologische Bewertung von vier Varianten der Bioabfallbehandlung anhand der Parameter „Klimaschädigende Emissionen (CO<sub>2</sub>-Äquivalente)“ sowie „Kumulierter Energieverbrauch“. Von den derzeit üblichen Verfahrenskonzepten werden folgende vier Varianten miteinander verglichen:

- Variante 1: Herkömmliche Kompostierung,
- Variante 2: Biologische Trocknung zur Erzeugung einer Biomassebrennstofffraktion,
- Variante 3: Vollstromvergärung mit Nachrotte der festen Gärreste und
- Variante 4: Vergärung mit Trocknung der Gärreste mittels Bandtrockner.

Die ökologische Bewertung wurde in Anlehnung an DIN/ISO 14040/44 durchgeführt. Nach der Bestimmung der vier zu untersuchenden Verfahrensvarianten, wurde in einem ersten Schritt die jeweilige Massenbilanz erstellt. Um eine direkte Vergleichbarkeit zu gewährleisten, wurden alle vier Varianten für die gleiche Abfallmenge (40.000 Mg/a Bioabfälle) und -zusammensetzung modelliert. Ebenso wurden vergleichbare Ansätze für die Verwertung der Produkte gewählt.

In der vorliegenden Studie wurden von den Autoren vorliegende Kenndaten aus bestehenden Anlagen, sowie aus verschiedenen Datenquellen verwendet (GEMIS 4.6, Umberto 5.5, UBA, 2010, eco-invent 2.2).

## 2 AUSGEWÄHLTE VERFAHRENSKONZEPTE ZUR VERWERTUNG VON BIO-ABFÄLLEN

Nachfolgend werden die Spezifika der einzelnen bewerteten Varianten skizziert. Alle Varianten mit der Erzeugung von Kompost zielen auf Frischkompost für die direkte Verwertung in der Landwirtschaft ab.

### 2.1 Variante 1: Kompostierung

Bei der Variante „Kompostierung“ werden die Bioabfälle zunächst zerkleinert und Störstoffe sowie Metalle abgetrennt. Anschließend gelangen die Abfälle in die Kompostierungstunnel, in denen sie insgesamt zwei Wochen behandelt werden. Darauf folgt eine belüftete, überdachte Mietenrotte für weitere zwei Wochen bevor der entstandene Frischkompost abgesiebt wird. Der Siebüberlauf wird als Biomasse in einem Biomassekraftwerk energetisch verwertet.

### 2.2 Variante 2: Biologische Trocknung

Den angelieferten Bioabfällen wird Strukturmaterial zugemischt bevor sie, ohne weitere Aufbereitung, in die Rottetunnel gelangen. Die Steuerung des Rotteprozesses ist auf eine biologische Trocknung des Materials ausgerichtet. Nach einer Woche wird das Material wieder entnommen und mittels eines zweistufigen Sternsieves in eine Grobfraction > ca. 90 mm, eine Mittelfraction 25 – 90 mm und eine Feinfraction < 25 mm gesiebt. Die Mittel- und Grobfraction werden gemeinsam als Biomasse energetisch verwertet. Die Feinfraction wird nach dem Absieben wieder befeuchtet und für eine weitere Woche im Tunnel kompostiert.

### 2.3 Variante 3: Vollstromvergärung mit Nachrotte der festen Gärreste

Die Bioabfälle werden in der mechanischen Voraufbereitung zerkleinert und es werden Störstoffe sowie Metalle abgetrennt. Anschließend gelangen die Abfälle in die Vergärungsstufe. Hier wurde eine kontinuierliche Trockenvergärung zugrunde gelegt (z.B. Kompogas, Strabag, Eisenmann, Dranco). In der Vergärungsstufe wird in einem Zeitraum von ca. 2,5 – 3 Wochen Biogas erzeugt, das in einem Blockheizkraftwerk verwertet wird. Nach der Vergärung werden die Gärreste mittels Schneckenpresse entwässert. Die dabei gewonnen flüssigen Gärreste werden teilweise wieder in den Prozess zurückgeführt. Die nicht benötigte Menge wird als Flüssigdünger in der Landwirtschaft verwertet. Die festen Gärreste werden in der bestehenden Tunnelkompostierungsanlage ca. zwei Wochen nachkompostiert, um den Kompost weiter zu stabilisieren und den Wassergehalt des Materials zu senken. Anschließend wird der Frischkompost bei 25 mm abgesiebt. Die Fraction < 25 mm wird landwirtschaftlich verwertet, die Grobfraction > 25 mm wird als Biomasse energetisch verwertet.

### 2.4 Variante 4: Vollstromvergärung mit Bandrockner

Die zu behandelnden Abfälle werden mittels Sternsieb in eine Grobfraction > 60 mm und eine Feinfraction < 60 mm getrennt. Die Feinfraction gelangt in eine Trockenvergärungsstufe analog zu Variante 3. Das gewonnene Biogas wird mittels Blockheizkraftwerk in Strom und Wärme umgewandelt. Die Gärreste werden mit Hilfe eines Bandrockners getrocknet. Hierfür wird die Wärme aus der Biogasverwertung sowie Fernwärme genutzt. Nach der Trocknung wird das Material bei 25 mm gesiebt. Die Feinfraction < 25 mm wird zwischengelagert und landwirtschaftlich verwertet. Die Grobfraction wird als Biomasse verwertet. Das im Bandrockner entstehende Kondensat wird der kommunalen Kläranlage zugeführt. Die Grobfraction > 60 mm aus der ersten Siebung wird analog zu Variante 2 in den Kompostierungstunnel über einen Zeitraum von einer Woche biologisch getrocknet und anschließend bei 25 mm abgesiebt. Die Grobfraction wird als Biomasse energetisch verwertet, die Feinfraction < 25 mm wird als Kompost genutzt.

### 3 ÖKOLOGISCHE BILANZIERUNG DER TREIBHAUSGASE UND DER ENERGIEBILANZ

#### 3.1 Systemgrenzen

Um die Vergleichbarkeit der Entsorgungssysteme zu gewährleisten, müssen neben der Festlegung der funktionellen Einheit auch die Grenzen der Betrachtung für die zu vergleichenden Szenarien definiert sein. Für die ökologische Bewertung wurden folgende Prozessschritte und die jeweils damit verbundenen Vorketten berücksichtigt:

- die biologische Behandlung (Vergärung, Kompostierung),
- der Transport der erzeugten Produkte zu entsprechenden Verwertungsanlagen und
- die Verwertung der Produkte.

#### 3.2 Bewertungsparameter

Die ökologische Bewertung wurde quantitativ für folgende Parameter durchgeführt:

##### 3.2.1 Treibhausgase

Der Parameter „Treibhausgase“ umfasst die Gase Kohlendioxid (CO<sub>2</sub>) aus der Verbrennung von fossilen Energieträgern sowie Methan (CH<sub>4</sub>) und Lachgas (N<sub>2</sub>O [kg CO<sub>2</sub>-Äquivalente]).

##### 3.2.2 Kumulierter Energie (KEV)

Für die Ermittlung des KEV wurden die für die unterschiedlichen Varianten zu erwartenden unterschiedlichen Energieverbräuche (insbesondere Strom und Diesel) der Kompostierungs- und Vergärungsanlage ermittelt und entsprechend umgerechnet.

##### 3.2.3 Äquivalenzsysteme/Gutschriften

Der zusätzliche Nutzen bei allen Varianten stellt die Erzeugung von erneuerbarer Energie (Strom und Wärme) aus der gewonnenen Biomasse sowie bei den Varianten 3 und 4 zusätzlich und aus dem Biogas dar (UBA, 2009 u. UBA, 2010). Darüber hinaus ist bei allen Varianten die Verwertung des Kompostes mit dem Nutzen der Nährstoffbereitstellung und der Humussubstitution verbunden. Bei Variante 3 wird außerdem auch noch das Presswasser aus der Vergärung zur Nährstoffbereitstellung genutzt. Als Folge müssen die entsprechenden Energiemengen bzw. Produkte nicht auf konventionellem Weg aus Primärrohstoffen hergestellt werden und können somit als Umweltentlastungen (Gutschriften) bilanziert werden.

#### 3.3 Sachbilanz

Nachfolgend werden die wesentlichen Annahmen, die für die Modellierung verwendet wurden, zusammengefasst.

##### 3.3.1 Transporte

Da sich lediglich die Transportwege der Produkte zu den weiteren Verwertungswegen unterscheiden, gehen nur diese in die Betrachtung mit ein. Für die Transporte wurden übliche Transportdistanzen und ein geeigneter LKW-Typ angesetzt, sowie der Dieserverbrauch ermittelt.

##### 3.3.2 Emissionen aus dem Prozess

Die Abgaswerte der einzelnen Varianten basieren einerseits auf Abluftmessungen verschiedener klimarelevanter Gase an bestehenden Anlagen. Des Weiteren wurden Literaturwerte hinzugezogen. Um eine direkte Vergleichbarkeit der untersuchten Varianten zu gewährleisten, wurden die mittleren Werte von Cuhls (2008) für alle Varianten angesetzt.

#### 3.4 Verwertung der gewonnenen Energieträger

Es wird angenommen, dass der erzeugte Strom aus der Biogasverwertung entweder selbst genutzt oder ins öffentliche Stromnetz eingespeist werden kann. Ein Teil der Wärme aus der Bio-

gasverstromung wird für die Heizung der Fermenter und der Betriebsgebäude eingesetzt. Es wurde ermittelt, wie viel fossile Energie durch die Energie aus der Verwertung der erzeugten Produkte ersetzt wird und welche Umweltbeeinträchtigungen hierdurch eingespart werden.

### 3.5 *Verwertung des Kompostes*

#### 3.5.1 Nährstoffe

Der erzeugte Kompost enthält Nährstoffe, die bei der landwirtschaftlichen Verwertung andere, insbesondere mineralische Düngemittel ersetzen. Für die ökologische Bewertung wurde ermittelt, wie viel Nährstoffe im Kompost und Flüssigdünger (z.B. Presswasser bei Variante 3) enthalten sind und welche Aufwendungen und Umweltbeeinträchtigungen auftreten würden, wenn diese Nährstoffe als Mineraldünger erzeugt werden müssten. Die entsprechenden Kennwerte wurden der JEC E3 database (2008) entnommen.

#### 3.5.2 Humussubstitution

Kompost hat eine hohe bodenverbessernde Wirkung, welche im Wesentlichen auf dem hohen Gehalt an stabiler organischer Substanz beruht. Somit kann ein Humusabbau durch die landwirtschaftliche Produktion ausgeglichen werden. Für die untersuchten Varianten wurde die Substitution von Stroh als Äquivalenzsystem verwendet. Durch die Substitution von Stroh kann dieses Stroh zur Energiegewinnung genutzt und somit fossile Energie ersetzt werden (UBA 2010, Springer 2010). Hierdurch kommt es wiederum zu Einsparungen von Treibhausgasen.

## 4 ERGEBNISDISKUSSION BZW. VERGLEICH DER VERFAHREN

### 4.1 *Energiebilanz/Kumulierter Energieverbrauch (KEV)*

Stellt man die Energieverbräuche und –erzeugung für die relevanten Prozessschritte der Behandlungskette gegenüber so ergibt sich für Strom und Wärme jeweils ein deutlicher Überschuss. Lediglich für Diesel gibt es direkt aus dem Verfahren keinen Ausgleich in Form eines vergleichbaren Energieträgers. Es hat sich gezeigt, dass die Energieaufwendungen für die Transporte vergleichsweise gering sind. Der größere Teil der Energieaufwendungen resultiert aus dem Betrieb der Behandlungsanlage.

Die Energiegewinne sind je nach Variante sehr unterschiedlich: Die auf die Erzeugung von fester Biomasse ausgelegte Variante 2 liefert für dieses Produkt auch den größten Beitrag. Jedoch ist der Gesamtenergieerlös bei den Vergärungsvarianten durch das Biogas höher. Hierbei ist zusätzlich noch zu berücksichtigen, dass bei der Biomasseverbrennung neben der Strom- auch von einer vollständigen Wärmeverwertung ausgegangen wurde, während bei der Biogasverwertung keine Wärmenutzung angesetzt wurde. Durch die anzustrebende Verwertung der Wärme würde sich der Energiebeitrag des Biogases weiter erhöhen.

Auch dem erzeugten Kompost kann eine Energiegutschrift zugewiesen werden. Die mit der Einsparung von Düngemitteln verbundenen Gutschriften sind im Vergleich zu den anderen Beiträgen vergleichsweise gering. Ein deutlich höherer Beitrag resultiert aus dem Ansatz der Humussubstitution durch Kompost. Mit der substituierten Menge an Stroh ließe sich in einem modernen Kraftwerk eine bedeutsame Menge an Energie erzeugen.

In der KEV-Gesamtbilanz der vier untersuchten Varianten zeigt Variante 3 das beste Gesamtergebnis, d.h. die höchste Gesamtgutschrift. Es folgen nahezu gleichauf Variante 1 und 2. Hier gleichen sich die höheren Energiegewinne durch die energetische Verwertung der erzeugten festen Biomasse bei Variante 2 und die höhere Gutschrift für die Strohsubstitution bei Variante 1 aus. Dies ist darauf zurückzuführen, dass die Energieeffizienz für die energetische Verwertung der festen Biomasse aus der Kompostanlage und die Energieeffizienz der Strohverfeuerung in ähnlicher Größenordnung liegen. In Variante 2 wird ein großer Teil der organischen Substanz mit der Biomasse ausgeschleust und energetisch verwertet, während bei Variante 1 ein Großteil der organischen Substanz im Kompost verbleibt und hiermit eine große Menge an Stroh substituieren kann.

Der Vorteil bei den Vergärungsvarianten kommt dadurch zustande, dass der elektrische Wirkungsgrad bei der Biogasverstromung höher ist als bei der Biomasseverbrennung. Da der KEV

der Stromgewinnung überproportional höher ist als bei der Wärmegewinnung, ergeben sich für die gleiche Masse an „verbrauchter“ organischer Substanz, bei der Vergärung höhere Gutschriften, da die Biogasverstromung einen höheren Wirkungsgrad hat als die Biomasseverbrennung. Betrachtet man nur die direkte Energieerzeugung schneidet Variante 4 am besten ab.

#### 4.2 Treibhausgasbilanz/CO<sub>2</sub>-Äquivalente

Die Gesamtbilanz der CO<sub>2</sub>-Bilanz (siehe Abb. 2) zeigt ein ähnliches Bild wie die KEV-Bilanz. Der höchste Beitrag zur CO<sub>2</sub>-Belastung resultiert aus dem Energieverbrauch (Strom und Diesel) für den Betrieb der Anlagen bzw. aus den Emissionen, die bei deren Bereitstellung entstehen. Hier weisen die Varianten 3 und 4 höhere Werte auf als Variante 1 und 2. Dies ist auf den zusätzlichen Energieaufwand für die Vergärungsstufe und den Bandrockner zurückzuführen. Die höchsten Beiträge an direkten Treibhausgasemissionen treten bei der Nachrotte der festen Gärrückstände auf.

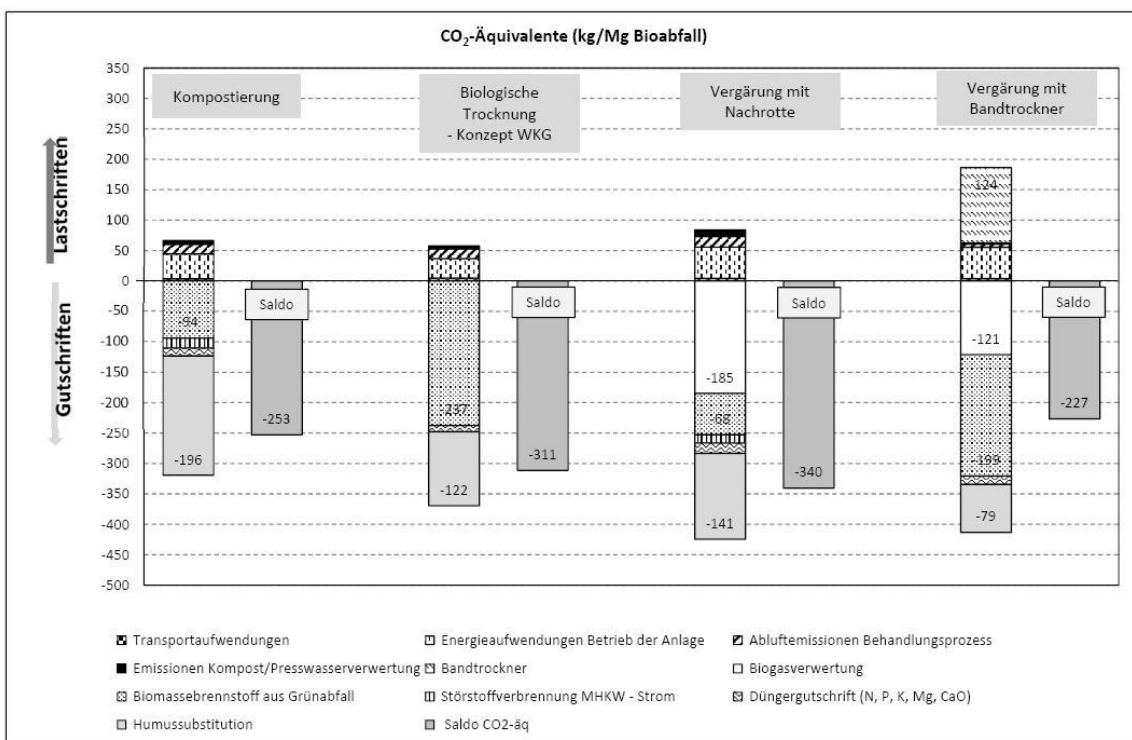


Abb. 1: Bilanz CO<sub>2</sub>-Äquivalente (Eigene Darstellung)

Der höhere Beitrag bei der Vergärung ergibt sich durch die Ausbringung der flüssigen Gärreste, die nur bei dieser Variante anzutreffen sind. Demgegenüber sind mit dieser Variante jedoch auch höhere Gutschriften an CO<sub>2</sub>-Äquivalenten verbunden, da hier mehr mineralischer Dünger ersetzt werden kann. Die Emissionen aus dem Blockheizkraftwerk zur Biogasverstromung sowie die Aufwendungen für die Abwasserreinigung in Variante 4 sind demgegenüber sehr gering.

Bei den CO<sub>2</sub>-Gutschriften zeigen die Faktoren, die aus einer Gewinnung oder Einsparung von Energie resultieren, eine ähnliche Verteilung wie beim KEV. Dies spiegelt den direkten Zusammenhang zwischen Energieerzeugung aus fossilen Energieträgern und den Klimagasen wider. Dementsprechend wird die CO<sub>2</sub>-Bilanz ebenso wie der KEV durch den höheren Biogasertrag der Vergärung bestimmt. Im Hinblick auf die Gutschriften durch die Kompostverwertung ergeben sich höhere Stickstoffgutschriften für Variante 3, da hier ein Flüssigdünger mit einem hohen löslichen Stickstoffgehalt erzeugt wird. Bei der Vergärung mit Bandrockner (Variante 4) entsteht kein Flüssigdünger. Es wurde vielmehr angenommen, dass in etwa die gleiche Menge an Stickstoff beim Trocknen über die Abluft verloren geht wie bei einer Nachrotte der Gärreste.



Große CO<sub>2</sub>-Gutschriften können dem Kompost bei einer landbaulichen Verwertung im Hinblick auf Humussubstitution zugesprochen werden. Bezüglich der Bewertung der Humuswirkung von Kompost gibt es derzeit noch keine allgemein anerkannte Bewertungsmethode. Sowohl der Ersatz von Stroh als auch von Torf führen aber zu ähnlich hohen CO<sub>2</sub>-Gutschriften. Teilweise noch höhere Gutschriften ergeben sich, wenn angesetzt wird, dass durch Kompost der Anbau von Gründüngung ersetzt wird, wie dies in der BIFA-Studie „Ökoeffiziente Verwertung von Bioabfällen und Grüngut in Bayern“ geschehen ist (BIFA 2010).

## 5 SCHLUSSFOLGERUNGEN, ZUSAMMENFASSUNG

Die unterschiedlichen technischen Verfahrenskonzepte wurden auf Basis einer Bilanzierung der Parameter Treibhausgase (CO<sub>2</sub>-Äquivalente) und kumulierter Energieverbrauch (KEV) einer vergleichenden ökologischen Bewertung unterzogen.

Alle untersuchten Varianten sind mit einem deutlichen ökologischen Nutzen verbunden, d.h. die auftretenden ökologischen Belastungen werden durch die erzielten ökologischen Gutschriften mehr als aufgewogen. Daher können alle Varianten aus ökologischer Sicht empfohlen werden. Zwischen den Verfahren ergibt sich für die Vergärung mit Nachrotte die höchste Gutschrift. Dies ist vor allem darauf zurückzuführen, dass Biogas eine hochwertige Energieform ist, die mit hohen Wirkungsgraden zu Strom und Wärme umgesetzt werden kann.

Die Verfahrensweise der biologischen Trocknung und energetische Verwertung der erzeugten Biomasse (Variante 2) liegt für die betrachteten Wirkungskategorien Treibhausgase und kumulierter Energieverbrauch in der gleichen Größenordnung wie eine herkömmliche Kompostierung (Variante 1). Bei Variante 2 sind zwar die ökologischen Gutschriften für die Energiegewinnung höher, dafür ergeben sich bei Variante 1 höhere Gutschriften für den erzeugten Kompost, da der Gehalt an organischer Substanz höher ist. Die Frage der ökologischen Bewertung der organischen Substanz wird derzeit untersucht. Hier sind in Zukunft durch neue Erkenntnisse Verschiebungen in der Bewertung denkbar. Die Variante 4 schneidet in der Bilanzierung am schlechtesten ab, da unterstellt wurde, dass die notwendige Energie für den Betrieb des Bandtrockners mit fossilen Energieträgern erzeugt wird. Für ein „best-case“ Szenario könnte man annehmen, dass die Wärme aus anderweitig nicht nutzbare Überschusswärme für die Trocknung verwendet wird und daher keine zusätzlichen Emissionen verursacht. Bei dieser Betrachtungsweise würde Variante 4 besser als Variante 1 und 2 abschneiden, jedoch nicht ganz so gut wie Variante 3.

## 6 LITERATUR

- BGK (Bundesgütegemeinschaft Kompost E.V.) (2010) *Auswertung der gütegesicherten Kompostanalysen aus dem Jahr 2009*. [http://www.kompost.de/fileadmin/docs/guetesicherung/Kompost\\_D\\_2009.pdf](http://www.kompost.de/fileadmin/docs/guetesicherung/Kompost_D_2009.pdf).
- BIFA (2010) *Ökoeffiziente Verwertung von Bioabfällen und Grüngut in Bayern*, bifa-Text 47.
- C. Cuhls (2008) *Ermittlung der Emissionssituation bei der Verwertung von Bioabfällen*, Abschlussbericht; UFOPlan Vorhaben, Förderkennzeichen: 206 33 326.
- Ecoinvent 2.2. *Ökobilanzdatenbank*, Swiss Centre for Life Cycle Inventories; <http://www.ecoinvent.org/>
- GEMIS 4.6. *Globales Emissions-Modell Integrierter Systeme (GEMIS)*, <http://www.oeko.de/service/gemis/de/index.htm>.
- JEC E3 database (2008) *E3database*.
- Springer, C. (2010) *Energie und CO<sub>2</sub> -Bilanz der Kompostierung unter Einbezug des Substitutionspotentials des Komposts*. In: Müll und Abfall, 8/2010, S. 386-396, S. 29 von 33.
- UBA (2010) *Emissionsbilanz erneuerbarer Energieträger - Durch Einsatz erneuerbarer Energien vermiedene Emissionen im Jahr 2009*. [http://www.umweltbundesamt.de/energie/archiv/akt\\_anhang\\_cc\\_12\\_2009.pdf](http://www.umweltbundesamt.de/energie/archiv/akt_anhang_cc_12_2009.pdf).
- Umberto 5.5. *Ökobilanzsoftware*, Version 5.5.

# Das neue umweltökonomische Bewertungsinstrument für die Altlastensanierung

M. Ortmann  
*Kommunalkredit Public Consulting GmbH,  
 Wien, Österreich*

W. Frühwirth  
*Denkstatt GmbH, Wien, Österreich.*

G. Döberl  
*Umweltbundesamt GmbH, Wien, Österreich*

**KURZFASSUNG:** Seit 2012 ist im Rahmen der Bundesförderung zur Altlastensanierung in Österreich eine neu entwickelte Methode zum umweltökonomischen Vergleich von Sanierungsalternativen im Zuge der Variantenuntersuchung anzuwenden. Die Methode basiert auf dem Prinzip einer modifizierten Kosten-Wirksamkeits-Analyse (mKWA). Dabei werden die Wirksamkeiten der Alternativen hinsichtlich des Erreichens von definierten Zielen der Altlastensanierung den jeweiligen der Kosten der Alternativen gegenübergestellt. Aus diesen Wirksamkeits-Kosten-Werten kann eine Reihung der Alternativen vorgenommen werden und somit die Bestvariante ermittelt werden. Grundlage der mKWA ist ein hierarchisch aufgebautes Zielsystem für die Altlastensanierung, das gemeinsam mit maßgeblichen Stakeholdern der Altlastensanierung in Österreich entwickelt wurde. Als Oberziele gelten Ökologie, Flächenentwicklung und Projektstabilität; diese wurden aus einschlägigen Gesetzen und Regelwerken abgeleitet. Die Oberziele werden auf weiteren Ebenen durch Teilziele näher spezifiziert.

## 1 EINLEITUNG

Voraussetzung für die österreichische Bundesförderung zur Altlastensanierung ist die nachvollziehbare Ermittlung und Begründung der ökologisch-ökonomisch besten Sanierungslösung mittels einer Variantenuntersuchung. Auf Grund der unterschiedlichen Einzelfallsituationen der Altlasten erfolgte die umweltökonomische Bewertung bis 2012 nicht nach einem einheitlichen Bewertungsinstrument. Um die künftig angestrebte, für alle Altlastensanierungen einheitliche umweltökonomische Bewertung zu ermöglichen, wurden entsprechende Bewertungsmethoden recherchiert und evaluiert (Ortmann & Döberl 2010). Als geeignete wurde dabei eine modifizierte Kosten-Wirksamkeits-Analyse (mKWA) identifiziert. Die Vorteile dieses Verfahrens liegen im Vergleich zu anderen in Frage kommenden Methoden vor allem in ihrer Flexibilität hinsichtlich einer Anpassung an künftige Anforderungen, der einfachen Handhabung, einer grundsätzlich hohen Transparenz des Verfahrens und des Algorithmus sowie einer methodisch geeigneten Integration des bedeutenden Faktors der Kosten in die Bewertung. Dazu wurde im Jahr 2011 ein EDV-basiertes Instrument entwickelt, dem die Methodik der mKWA zugrunde liegt. Das neu entwickelte Bewertungssystem wurde vor Implementierung einem Testlauf an konkreten Fallbeispielen unterzogen und konnte dabei seine Praxistauglichkeit bestätigen. Es ist nunmehr ab 2012 als einheitliches und standardisiertes umweltökonomisches Bewertungsinstrument obligatorisch im Rahmen der Förderung des Bundes zur Altlastensanierung einzusetzen. Für die praktische Anwendung wurde ein entsprechendes Handbuch verfasst (Ortmann, Döberl & Frühwirth 2011) sowie entsprechende EDV-Programme entwickelt, die auf der Homepage der Kommunalkredit Public Consulting GmbH (in ihrer Funktion als Abwicklungsstelle der Umweltförderungen des Bundes) als Download zur Verfügung stehen.

## 2 DIE MODIFIZIERTE KOSTEN-WIRKSAMKEITS-ANALYSE (MKWA) ALS BEWERTUNGSINSTRUMENT

Im Rahmen von Kosten-Wirksamkeits-Analysen (KWA) werden die Kosten einer Projektalternative in Form von Geldeinheiten den Wirksamkeiten der Projektalternative gegenübergestellt. Die Wirksamkeiten entsprechen der Zielerreichung der Projektalternative in Hinblick auf vorab festgelegte Ziele. Die Wirksamkeiten werden nicht monetär, sondern in physischen Größen erfasst. Für die vorliegende Aufgabenstellung im Rahmen der Altlastensanierung wurde eine modifizierte KWA (mKWA) herangezogen, bei der einerseits die Kosten einer Alternative berechnet und andererseits die Wirksamkeit hinsichtlich des Erreichens gesetzter Ziele zu einer Gesamtwirksamkeit aggregiert werden. Ergebnis der Berechnungen ist das sogenannte Gesamtwirksamkeits-Kosten-Verhältnis, anhand dessen eine Reihung der Alternativen vorgenommen werden kann.

Grundlage der mKWA ist die Festlegung eines Zielsystems - im vorliegenden Fall für die Altlastensanierung – in Form einer Zielhierarchie mit Einzelzielen auf unterschiedlichen Zielebenen und deren jeweiliger Gewichtung in der Bewertung (siehe 3). Die eigentliche mKWA gliedert sich in eine Wirksamkeits-Analyse (siehe 4.2) und eine Kosten-Analyse (siehe 4.3).

## 3 DAS ZIELSYSTEM

### 3.1 Festlegung des Zielsystems und der Zielgewichtung

Die Bewertung der Alternativen im Rahmen einer mKWA basiert auf der Ermittlung von Zielerreichungen („Wirksamkeiten“) (siehe 4.2), daher ist die Festlegung eines hierarchischen Zielsystems Grundvoraussetzung für die Anwendung der mKWA und zentraler Bestandteil der Methode. Die Ziele auf der obersten Ebene der Zielhierarchie werden dabei häufig aus politischen oder gesetzlichen Zielen bzw. Zielbestimmungen abgeleitet. Diese Oberziele werden auf weiteren Ebenen durch jeweils mehrere Teilziele näher konkretisiert und beschrieben.

Im vorliegenden Fall wurde das Zielsystem unter Einbindung maßgeblicher Stakeholder der Altlastensanierung in Österreich entwickelt. Das hierarchisch aufgebaute Zielsystem besteht aus insgesamt vier Zielebenen (Oberziele, Teilziele 1, Teilziele 2, Zielkriterien). Auf der 4. Ebene werden messbare Zielkriterien hinsichtlich ihrer Wirksamkeit eindeutig beschrieben. Das vorliegende Zielsystem ist im Wesentlichen bis zur Teilzielebene 2 inhaltlich und gewichtungsmäßig vorgegeben.

Die vorgegebene Gewichtung der Ziele der oberen Ebenen reiht die Ziele nach ihrer Bedeutung und wurde sowohl aus Regelwerken abgeleitet als auch durch die Prioritäten der Entscheidungsträger festgelegt und im Stakeholder-Prozess abgestimmt.

### 3.2 Oberziele Ökologie, Flächenentwicklung und Projektstabilität

Das Zielsystem wurde auf den obersten Ebenen inhaltlich aus einschlägigen nationalen Regelwerken (z.B. Altlasten-, Wasser- und Abfallrecht), Zielvorgaben, z.B. „Leitbild Altlastenmanagement“ (BMLFUW 2009) und aus dem Stand der internationalen Diskussion, z.B. (SURF UK 2011) abgeleitet. Im oben beschriebenen Dialog mit Stakeholdern der Altlastensanierung in Österreich wurden folgende drei Oberziele festgelegt:

- Oberziel 1: „Ökologie“; Zielformulierung: Maximierung des ökologischen Nutzens,
- Oberziel 2: „Flächenentwicklung“; Zielformulierung: Verbesserung der Rahmenbedingungen für die Flächenentwicklung und
- Oberziel 3: „Projektstabilität“; Zielformulierung: Maximierung weiterer Aspekte der Nachhaltigkeit.

Entsprechend der Methodik der mKWA und ihrer Bedeutung werden die Kosten als separater Parameter ermittelt und in die mKWA integriert (siehe 4.3 und 4.4).

Im Folgenden werden die Oberziele mit den festgelegten Teilzielen im Detail beschrieben.

### 3.2.1 Oberziel Ökologie

Nachdem, wie auch aus allen einschlägigen Gesetzestexten ableitbar, mit der Altlastensanierung primär ökologische Ziele zu verfolgen sind, wurde diesem Oberziel die höchste Priorität zugeordnet, d.h. das Ziel wurde mit 60 von 100 möglichen Punkten gewichtet.

Innerhalb des Oberzieles „Ökologie“ wurden als Teilziele primäre und sekundäre Umwelteffekte unterschieden, wobei unter ersteren solche verstanden werden, die eine Auswirkung auf diejenigen Schadstoffe oder Schutzgüter zeigen, die für die Gefährdung von Mensch oder Umwelt maßgeblich sind. Im vorliegenden Zielsystem werden primäre Umwelteffekte mit dem Erreichen oder Übertreffen des Sanierungszieles gleichgesetzt. Sie sind das Hauptziel von Maßnahmen an kontaminierten Standorten und im Gegensatz zu sekundären Umwelteffekten, die oft als unvermeidliche Folge von Sanierungsmaßnahmen auftreten, beabsichtigt. Zur Bewertung des Teilzieles „sekundäre Umwelteffekte“ wurden solche Effekte ausgewählt, die einerseits repräsentativ für die Altlastensanierung und andererseits vergleichsweise einfach zu erheben sind. Beispiele für solche Kriterien sind Energieverbrauch, Wasserverbrauch, Abfallanfall etc. Aus diesen Parametern sind die für Maßnahmen an kontaminierten Standorten relevanten sekundären Umwelteffekte (z.B. Treibhausgasemissionen) ableitbar.

### 3.2.2 Oberziel Flächenentwicklung

Die mögliche Nachnutzung sanierter Flächen und deren wirtschaftliche Verwertung ist ein wesentlicher Aspekt im realen wirtschaftlichen Umfeld der Altlastensanierung. Dieser Aspekt findet sich auch im „Leitbild Altlastenmanagement“ (BMLFUW 2009). Leitsatz 6 lautet dort: „Schaffung besserer Rahmenbedingungen für die Nachnutzung und Wiedereingliederung kontaminierter Standorte in den Wirtschaftskreislauf“. Entsprechend seiner Bedeutung im Vergleich zu den anderen Oberzielen „Ökologie“ und „Projektstabilität“ wurde dieses Oberziel mit 20 von 100 Punkten gewichtet.

In der Entwicklung von Flächen ist nicht nur ein (legitimes) Investorenmotiv der Altlastensanierung durch Wertsteigerung von Grundstücken zu sehen, sondern in der Regel besteht an der Wiedernutzung ehemals kontaminierter Flächen auch ein öffentliches Interesse. Unter dem Teilziel „Standortentwicklung“ soll bewertet werden, inwieweit die betrachteten Sanierungsvarianten die von der regionalen Raumplanung bzw. privaten Nachnutzern angestrebte Entwicklung oder Funktion der Fläche während und nach der Sanierung unterstützt. Das Teilziel „Wertsteigerung“ beschreibt, welche geschätzte Veränderung des Verkehrswertes der Liegenschaften die jeweils bewertete Sanierungsvariante nach Umsetzung im Vergleich zum Verkehrswert vor Beginn der Maßnahmen bewirkt. Schließlich wird unter dem Teilziel „Reduktion Flächenverbrauch“ einerseits das reine Flächenausmaß, das durch die Sanierung einer künftigen neuen Nutzung zur Verfügung steht und damit einen Flächenneuverbrauch verhindern kann, bewertet; andererseits das tatsächlich vorhandene Potenzial für die Reduktion des Flächenneuverbrauches in der konkreten Standortsituation.

### 3.2.3 Oberziel Projektstabilität

Das dritte Oberziel „Projektstabilität“ soll jene Aspekte eines umfassenden Nachhaltigkeitsbegriffes abbilden, die nicht direkt mit ökologischen, ökonomischen oder flächenentwicklungsbezogenen Zielen bzw. Kriterien erfasst werden können. Dabei sollen Sanierungsalternativen einerseits hinsichtlich ihrer sozio-ökonomischen Auswirkungen auf Menschen und Regionen und andererseits hinsichtlich ihrer Stabilität gegenüber sich ändernden Rahmenbedingungen und äußeren Einflüssen bewertet werden. Entsprechend seiner Bedeutung im Vergleich zu den anderen Oberzielen „Ökologie“ und „Flächenentwicklung“ wurde dieses Oberziel ebenfalls mit 20 von 100 Punkten gewichtet.

Im Rahmen der Teilziele „Reduktion Umfeldbelastung“ und „Dauer laufender Maßnahmen“ sollen Belastungen und Beeinträchtigungen durch Bau und Betrieb einer Altlastensanierung sowie die Dauer dieser Einwirkungen bewertet werden. Unter Belastungen werden Emissionen wie z.B. Lärm, Geruch, Staub sowie jegliche durch die Altlastensanierung bedingte Einschränkung bestehender Nutzungen subsumiert. Das Teilziel „Projektsicherheit“ bewertet wesentliche technologiespezifische Aspekte, die bei Anwendung einer bestimmten Sanierungstechnologie das Erreichen des Sanierungszieles beeinträchtigen können sowie den Arbeitnehmerschutz.

Abb. 1 zeigt eine Übersicht des Zielsystems bis zur Teilzielebene 2.

Oberziel	Gewicht	Teilziel 1	Gewicht	Teilziel 2	Gewicht
Ökologie	60	Primäre Umwelteffekte	40	Effekte an der Quelle	20
				Effekte am Schutzgut	15
				Eintrittsdauer Effekte	5
		Sekundäre Umwelteffekte	20	weitere Schutzgüter	4
				Klimarelevanz	4
				Energie	4
				Abfall	4
				Ressourcen	2
				Lokales Ökosystem	2
Flächenentwicklung	20	Standortentwicklung	10	öffentliches Interesse	7
				Interesse der Investoren bzw. Grundeigentümer	3
		Wertsteigerung	5	Wertsteigerung	5
		Reduktion Flächenverbrauch	5	Flächenausmaß	2
				tatsächliches Reduktionspotenzial	3
Projektstabilität	20	Reduktion Umfeldbelastung	6	Belastung der Anrainer	3
				Nutzungseinschränkungen	3
		Dauer laufender Maßnahmen	4	Dauer laufender Maßnahmen	4
				Erfahrungsstand	2
		Projektsicherheit	10	Störfälle	2
				Arbeitnehmerschutz	2
				Technische Stabilität und Flexibilität	2
				Rechtlich-ökonomische Stabilität und Flexibilität	2

Abb. 1: Übersicht Zielsystem

#### 4 DURCHFÜHRUNG DER MKWA

##### 4.1 Festlegung des Sanierungszieles und Vorauswahl geeigneter Sanierungsalternativen

Gemäß dem Ablaufschema einer mKWA sind ausgehend von einem Screening verfügbarer Sanierungstechnologien, bzw. möglicher Kombinationen von Technologien, Sanierungsalternativen festzulegen, die geeignet sind, das vorab festgelegte Sanierungsziel für den kontaminierten Standort zu erreichen bzw. zu übertreffen. Das Sanierungsziel ist für die jeweilige Altlast aus der auf Basis des Altlastensanierungsgesetzes erstellten Gefährdungsabschätzung abzuleiten. Damit soll die Auswahl einer optimal auf das Schadensbild abgestimmten Maßnahme unter Berücksichtigung standort- und nutzungsspezifischer Gegebenheiten gewährleistet werden.

Die Alternativen müssen dem Stand der Technik entsprechen und rechtlich zulässig sein. Alternativen, die mit nicht tolerierbaren Belastungen oder Risiken verbunden sind (z.B. betreffend Arbeitnehmerschutz oder Anrainerbelastung), sind im Rahmen der Vorauswahl auszuschneiden.

#### 4.2 Wirksamkeitsanalyse

Im Zuge der Wirksamkeits-Analyse werden die Zielerreichungen der einzelnen Sanierungsalternativen auf der untersten Zielebene gemessen. Der Zielerreichungsgrad wird mittels Maßeinheiten quantitativ (z.B. [kg] oder [Jahre]) oder semiquantitativ (z.B. null Punkte = „nicht erreicht“ bis vier Punkte = „vollständig erreicht“) gemessen und in einen dimensionslosen Wirksamkeitswert zwischen 0 („worst“) und 100 („best“) transformiert. Die dazu notwendige Skala kann entweder relativ sein, d.h. von den untersuchten Alternativen bestimmt, oder absolut, d.h. alternativenunabhängig.

Aus den Wirksamkeitswerten werden mit der jeweiligen Gewichtung der einzelnen Ziele gewichtete Wirksamkeitswerte berechnet und zu einem Gesamtwirksamkeitswert für jede Alternative aggregiert.

#### 4.3 Kostenanalyse

Im Rahmen der Kostenanalyse werden die Projektkostenbarwerte der Alternativen in Anlehnung an Regelwerke aus der Wasserwirtschaft (LAWA 2005) berechnet. Zu ermitteln sind Investitions-, Betriebs- und Reinvestitionskosten. Die Kosten werden mit einem Zinssatz von 3 % diskontiert und die reale Preissteigerung mit 0 % bis maximal 1 % angesetzt. Als Untersuchungszeitraum im Sinne der Leitlinien gilt in der Altlastensanierung in der Regel die zur Erreichung bzw. Aufrechterhaltung der Sanierungsziele erforderliche Betriebsdauer der Anlagen einer Alternative. Aus finanzmathematischen Gründen wird der Untersuchungszeitraum für die Kostenermittlung mit maximal 50 Jahren begrenzt (zeitliche Systemgrenze).

#### 4.4 Ergebnis und Sensitivitätsanalyse

Abschließend werden die Gesamtwirksamkeitswerte (siehe 4.2) jeder Variante im Verhältnis zu den jeweiligen Kosten (siehe 4.3) der untersuchten Alternative abgebildet (Gesamtwirksamkeits-Kosten-Verhältnis), wodurch eine Reihung der Alternativen ermöglicht wird. Das Ergebnis einer mKWA bilden die für die einzelnen Alternativen errechneten Gesamtwirksamkeits-Kosten-Verhältnisse, auf deren Basis die abschließende Reihung der Alternativen („beste Variante“) erfolgt. Ein wesentlicher Bestandteil der Beurteilung von Ergebnissen einer mKWA ist die Sensitivitätsanalyse, die in einfacher Form im beigeestellten EDV-Programm integriert ist. Damit ist eine Beurteilung der Stabilität der mKWA-Ergebnisse möglich.

## 5 RESUMEE UND AUSBLICK

Erste positive Erfahrungen aus dem seit Anfang 2012 laufenden Praxiseinsatz liegen bereits vor. Dabei haben sich sowohl das Verfahren der mKWA als auch die zur Verfügung gestellten EDV-Anwendungswerkzeuge bewährt. Seitens der planenden Ingenieure wurde die Methode angenommen und zeigte plausible und stabile Ergebnisse. Die Methode und Anwendungswerkzeuge sind so konfiguriert, dass eventuelle Anpassungen an künftig geänderte Rahmenbedingungen wie zum Beispiel gesetzliche Grundlagen mit angemessenem Aufwand möglich und kommunizierbar sind.

Für die Altlastensanierung in Österreich liegt damit ein bundesweit einheitlicher und nachvollziehbarer umweltökonomischer Entscheidungsrahmen vor, der es ermöglicht, das in den Förderungsrichtlinien vorgegebene Ziel des „größtmöglichen ökologischen Nutzens unter gesamtwirtschaftlich vertretbarem Kostenaufwand“ im Einzelfall konkret und korrekt umzusetzen. Dies ist eine wesentliche Grundlage für den effizienten Einsatz der verfügbaren öffentlichen und privaten Finanzmittel zur Altlastensanierung.

## LITERATUR

- BMLFUW Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (Hrsg.) (2009) *Leitbild Altlastenmanagement – Sechs Leitsätze zur Neuausrichtung der Beurteilung und Sanierung von kontaminierten Standorten*. Wien, Österreich.
- LAWA Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (Hrsg.) (2005) *Leitlinien zur Durchführung dynamischer Kostenvergleichsrechnungen (KVR-Leitlinien)*. Berlin; Deutschland: Kulturbuchverlag.
- Ortmann, M. & Döberl, G. (2010) Umweltökonomische Bewertung von Sanierungsmaßnahmen. Wien, Österreich: *Umweltbundesamt Report REP-0159*.
- Ortmann, M., Döberl, G. & Frühwirth, W. (2011) Modifizierte Kosten-Wirksamkeits-Analyse in der Altlastensanierung. *Handbuch zur Anwendung im Rahmen von Variantenstudien*. Wien, Österreich: Kommunalkredit Public Consulting GmbH (Hrsg.).
- SURF UK (2011) *Sustainable Remediation Indicators*. Sustainable Remediation Forum United Kingdom.

# Abfallwirtschaft in der VR China – aktuelle Entwicklungen und Herausforderungen

M. Nelles & T. Dorn

*Universität Rostock, Rostock, Deutschland*

K. Wu

*Universität Hefei, Hefei, China*

**KURZFASSUNG:** In der VR China leben heute ca. 1,35 Mrd. Menschen, was etwa 20 % der Weltbevölkerung entspricht. Die Abfallwirtschaft befindet sich im Aufbau, wobei die Entwicklung wie in den meisten anderen Wirtschaftsbereichen sehr dynamisch ist. Als Beispiel sei hier die Abfallverbrennung genannt, die in den letzten Jahren massiv ausgebaut worden ist. Im Jahr 2009 waren 47 Müllverbrennungsanlagen (MVA) in Betrieb, die kommunale Abfälle verbrannt haben und Ende 2011 waren es bereits ca. 120 MVA. Dieser Kapazitätzuwachs entspricht in etwa der gesamten aktuellen Verbrennungskapazität von Deutschland. Nach wie vor wird aber der Großteil des anfallenden Abfalls Chinas auf Deponien entsorgt. Aufgrund der vielfältigen Umweltprobleme die von den Deponien ausgehen und der Betriebsprobleme bei den MVA geht es insbesondere darum, funktionierende Gesamtsysteme zur Abfallbewirtschaftung zu implementieren. Hierzu laufen derzeit vielfältige Aktivitäten und Pilotprojekte in China (z.B. getrennte Sammlung und Verwertung von Bioabfällen, Systeme der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung (MBA), inklusive Produktion von Ersatzbrennstoffen sowie Biogasanlagen zur energetischen und stofflichen Verwertung von organischen Abfällen und Reststoffen). Im vorliegenden Beitrag liegt der Schwerpunkt auf den M(B)A-Systemen.

## 1 EINLEITUNG

In der VR China leben heute ca. 1,35 Mrd. Menschen, was etwa 20 % der Weltbevölkerung entspricht. Mit dem beispiellosen Wirtschaftsaufschwung während der letzten 30 Jahre haben sich der Lebensstandard der chinesischen Bevölkerung, sowie die sozialen und wirtschaftlichen Strukturen Chinas dramatisch verändert. Der Übergang von staatlich geplanter Wirtschaft zur gesteuerten Marktwirtschaft setzte eine gewaltige Industrialisierung und Stärkung des Dienstleistungssektors in Gang. Die Kehrseite von Massenproduktion und steigendem Konsum sind jedoch gravierende Umweltprobleme und der Raubbau an natürlichen Ressourcen.

Vor diesem Hintergrund engagiert sich die Universität Rostock seit 10 Jahren in China und betreibt u.a. an und mit der Universität Hefei das Deutsche Zentrum der Provinz Anhui. Unter diesem Dach befindet sich auch das Chinesisch-Deutsche-Zentrum für Umweltechnologie- und Wissenstransfer (CETK). Die Schwerpunkte der Arbeit sind die Unterstützung des Aufbaus eines Umweltingenieurstudiengangs (Bachelor und Master), Studenten- und Wissenschaftleraus-tausch, Weiterbildung von Entscheidungsträgern, angewandte F&E- sowie Wissens- und Technologietransferprojekte im Bereich Abfallwirtschaft. Im Sommer 2007 wurde das CETK von der Regierung als Anhui-Kompetenzzentrum für den Bereich der Abfallwirtschaft/Abfall-technik ausgewählt und begleitet seither die abfallwirtschaftliche Entwicklung für die rund 65 Mio. Einwohner der Provinz Anhui. Ein wesentliches Ziel des CETK an der Universität Hefei ist es, europäischen Anbietern von hoch entwickelten Umweltechnologien den Markteintritt in China zu erleichtern. Ein Arbeitsschwerpunkt sind dabei derzeit die Entwicklung und Etablierung von sinnvollen, d.h. an die chinesischen Verhältnisse angepassten Abfallbehand-lungskonzepten (getrennte Sammlung und Verwertung von Bioabfällen und organischen Rest-stoffen (Kompostierung, Biogas, Verbrennung), M(B)A-Techniken zur Abfallvorhandlung so-wie die energetische Abfallverwertung).

Zunächst wird in Abschnitt 2 auf die allg. Entwicklung der Abfallwirtschaft eingegangen, um anschließend in Kapitel 3 die M(B)A-Aktivitäten in China zu erläutern.



## 2 ABFALLWIRTSCHAFTLICHE GRUNDLAGEN

Von den zuständigen Regierungsbehörden wurde inzwischen erkannt, dass der Umweltschutz und damit auch eine funktionierende Kreislauf- und Abfallwirtschaft eine Grundvoraussetzung für eine nachhaltige Entwicklung der VR China sind. Die Abfallwirtschaft befindet sich im Aufbau und die Herausforderungen sind immens. Alleine in Chinas Städten sind nach der offiziellen Statistik im Jahr 2009 rund 160 Mio. Mg Hausmüll angefallen und die jährliche Wachstumsrate der Abfallproduktion in den Städten liegt bei rund 8 % (CS Bureau 2010). Statistiken zu den ländlichen Gebieten, wo mehr als 50 % der Chinesen leben, liegen nicht vor. Andere Experten schätzen die Mengen an gemischten Siedlungsabfällen in China wesentlich höher ein, auf rund 340 Mio. Mg/a bezogen im Jahr 2010 und gehen von einer weiteren Steigerung auf etwa 480 Mio. Mg/a bis zum Jahr 2030 aus (Raninger et.al. 2010).

Der städtische Abfall in China besteht zu über 60 % aus Organik (Essensreste, Blätter, Gras, Holz, und tierische Bestandteile) sowie aus Verpackungsmaterial und zwischen 10 – 20 % aus Asche und mineralischem Feinmaterial. Der Wassergehalt im Abfall variiert je nach Herkunft, Abfallart und Jahreszeit, liegt aber im Durchschnitt zwischen 40 – 50 %. Der wesentliche Anteil an Altpapier, Altmetall, Altglas und Plastik wird dabei bereits von privaten Sammlern erfasst und verkauft. Dadurch ist der Anteil an hochkalorischen und wiederverwendbaren Materialien im Abfall bereits sehr gering. Die Reste des städtischen Restabfalls werden dann i.d.R. auf Deponien/Müllkippen angeliefert und entsprechen in vielen Fällen eher verunreinigten Bioabfällen, wie auch die regelmäßigen eigenen Sortierungen in Hefei und anderen Städten zeigen.

Nach wie vor wird der Großteil des anfallenden Abfalls auf Deponien entsorgt. Die Mehrzahl davon entspricht nicht den technischen Anforderungen und führt dementsprechend zu weiteren schweren Belastungen der Umwelt (Sickerwasser- und Methanemissionen). Die wenigen technisch sicheren Deponien sind dazu oft lange vor dem eigentlich geplanten Stilllegungstermin voll, da zum einen keine geeignete Verdichtung vorgenommen wird. Außerdem ist die eingelagerte Abfallmenge über die Jahre (unerwartet) stark angewachsen.

Vor diesem Hintergrund werden in China seit einigen Jahren erhebliche Anstrengungen unternommen, um Abfallbehandlungskapazitäten auszubauen, wobei der Fokus klar auf der thermischen Abfallbehandlung liegt. Im Jahr 2009 waren 47 MVA in Betrieb, die kommunale Abfälle verbrannt haben, wobei derzeit aufgrund der geringen Heizwerte des Abfalls (hoher Organik- und Wassergehalt) in fast allen Anlagen eine Stützfeuerung erforderlich ist. Hierzu wird in den meisten MVA Kohle eingesetzt und dies aus vergütungstechnischen Gründen wirtschaftlich lukrativ. Alle MVA haben mit betrieblichen Problemen zu kämpfen und es gibt noch reichlich Optimierungsbedarf. Die Verbrennungskapazitäten wurden in den letzten Jahren konsequent ausgebaut und Ende 2011 gab es bereits rund 120 MVA in China. In den nächsten Jahren sollen weitere 300 bis 400 MVA in den städtischen Metropolen aber auch in den ländlichen Gebieten errichtet werden.

Im aktuellen 5-Jahresplan (bis 2015) nehmen die abfallwirtschaftlichen Maßnahmen eine besondere Stellung ein. Aufgrund der vielfältigen Umweltprobleme, die von den Deponien ausgehen und der Betriebsprobleme bei den MVA geht es insbesondere darum, funktionierende Gesamtsysteme zur Abfallbewirtschaftung zu implementieren. Hierzu laufen derzeit vielfältige Aktivitäten und Pilotprojekte (z.B. getrennte Sammlung und Verwertung von Bioabfällen, Integration von MBA-Systemen inklusive Produktion von Ersatzbrennstoffen für Kohlekraftwerke oder die Zementindustrie) in China. Beispielsweise wurden 1009 Kommunen ausgewählt in denen Ende 2011 die Einführung der getrennten Bioabfallsammlung begonnen wurde. In diesem Rahmen ist auch die Errichtung von 50 Biogasanlagen für die Bioabfälle aus privaten Haushalten und Restaurants vorgesehen. Im nächsten Abschnitt wird auf die MBA-Aktivitäten in China eingegangen.

## 3 MECHANISCH-BIOLOGISCHE ABFALLBEHANDLUNG

Bei Berücksichtigung dieser spezifischen Rahmenbedingungen ergeben sich eine ganze Reihe sinnvoller Einsatzmöglichkeiten für die in Deutschland etablierten MBA-Technologien, die aber angepasst und weiterentwickelt werden müssen. Zu nennen sind hier insbesondere Bereiche, die im Folgenden kurz diskutiert werden:

- Vorbehandlung vor der Deponierung, um die Umweltbelastungen, insbesondere Methanemissionen aus Deponien zu minimieren,
- Vorbehandlung vor der MVA, um den Heizwert anzuheben und somit eine selbstgängige Verbrennung zu gewährleisten und
- Erzeugung von Ersatzbrennstoffen (EBS) für industrielle Feuerungsanlagen wie Kohlekraftwerke, Zementindustrie und EBS-Kraftwerke.

Wie in Abschnitt 2 erläutert weist der Abfall, der in China schließlich auf geordneten Deponien der größeren Städte bzw. auf Müllkippen in den ländlichen Gebieten abgelagert wird, hohe Gehalte an Bioabfällen auf. Dies führt zu Sickerwässern mit starker organischer Belastung und damit Grundwassergefährdung sowie zu hohen Methanemissionen mit entsprechenden Auswirkungen auf das Klima. Außerdem sind die derzeit betriebenen Deponien häufig schon während des Betriebs Altlasten, mit deren Sicherung bzw. Sanierung sich die nächsten Generationen beschäftigen müssen. Um diese Probleme in den Griff zu bekommen wäre die Einführung der getrennten Sammlung von Bioabfällen und deren Verwertung als hochwertiger Kompost nach der anaeroben und/oder aeroben Behandlung die sinnvollste Option, und die Machbarkeit wurde inzwischen auch in einigen Pilotprojekten in China bewiesen.

Bei realistischer Betrachtung wird die direkte Deponierung von (unbehandelten) Haushaltsabfällen in den nächsten 10 bis 15 Jahren der wichtigste Entsorgungsweg in China sein. Da die Erfassung und Verwertung von Deponiegas unter den spezifischen Rahmenbedingungen in China zu ökologisch sehr bedenklichen Ergebnissen führt, fällt den MBA-Konzepten, ausgeführt als Endrotte-Anlagen, eine wichtige Rolle zu. Solche MBA-Anlagen lassen sich insbesondere in ländlichen Regionen Chinas etablieren und ein wichtiges Pilotprojekt mit deutscher Beteiligung ist die MBA Gaobeidian südlich von Peking, die seit Herbst 2011 in Betrieb ist. Das Vorhaben wird aus Mitteln der Internationalen Klimaschutzinitiative des BMU unterstützt. Die MBA-Anlage wird als aktiv belüftete Rotte ausgeführt und hat eine Behandlungskapazität pro Jahr von etwa 40.000 Mg. Das MBA-Material soll anschließend als Methanoxidationsschicht auf stillgelegten Deponien eingesetzt werden. Der Probetrieb wird von der TU Braunschweig wissenschaftlich begleitet. Für einen Betriebszeitraum von 20 Jahren wird eine CO<sub>2</sub>-Reduktion von 250.000-400.000 Mg erwartet (Kölsch et. al.).

Aufgrund der hohen Organikanteile und damit verbundenen hohen Wassergehalten ist die Verbrennung des chinesischen Hausmülls i.d.R. nur mit Stützfeuerung möglich. Um die Heizwerte soweit anzuheben, dass eine thermische Behandlung ohne zusätzlichen Einsatz von Kohle in den MVA möglich ist, sollen künftig vermehrt mechanisch-biologische Verfahren zum Einsatz kommen. Hier bieten sich insbesondere die Verfahren zur biologischen Trockenstabilisierung an oder es werden rein mechanische Aufbereitungsanlagen eingesetzt.

So hat beispielsweise die Firma EuRec<sup>®</sup>-Technologies GmbH aus dem Thüringischen Merkers bereits 2007 in Peking eine mechanische Aufbereitungsanlage mit einem Durchsatz von bis zu 2.500 Mg/Tag für Siedlungsabfälle errichtet und 2008 erfolgreich in Betrieb genommen, dies wurde von der Uni Rostock wissenschaftlich begleitet. Primäres Ziel der Anlage ist es, eine heizwertangereicherte Fraktion abzutrennen und transportfähig in Form von Sekundärbrennstoffballen für die Abfallverbrennung in MVA zur Verfügung zu stellen. Aufgrund des durch die Finanzkrise verursachten mehrmaligen Eigentümerwechsels der Anlage wurde diese zwischenzeitlich stillgelegt. Im Herbst 2009 wurde die Anlage wieder in Betrieb genommen und verarbeitet seither täglich rund 2.000 Mg kommunalen Hausmüll aus dem nördlichen Peking.

Eine wichtige Basis für die rasante wirtschaftliche Entwicklung ist Chinas Energieversorgung. Die Stromversorgung wird im Wesentlichen durch die Verwertung von heimischer Kohle sichergestellt und der Kraftwerkspark wird seit Jahren konsequent weiter ausgebaut. Da Kohle der fossile Brennstoff mit den spezifisch höchsten Klimagas-Emissionen ist, hat China inzwischen die USA von Platz 1 der CO<sub>2</sub>-Emitenten verdrängt. Vor diesem Hintergrund besteht bei den Kohlekraftwerken großes Interesse an der Mitverbrennung von Abfällen mit hohen biogenen Anteilen, da diese als klimaneutrale Anteile in die Emissionsbilanz eingehen.

Die Abfälle müssen vor dem Einsatz in Kohlekraftwerken zu qualitativ hochwertigen EBS aufbereitet werden und hier bietet sich ebenfalls der Einsatz angepasster MBA-Techniken an. Da bei den Kohlekraftwerken reichlich, bisher ungenutzte Abwärme anfällt, kann diese in Konzepten der mechanisch-physikalischen Abfallbehandlung (MPS) genutzt werden. Die Basis hierfür können

z.B. die beiden MPS-Anlagen der Firma ALBA sein, die im Norden von Berlin betrieben werden. Bei der Realisierung am Standort von Kohlekraftwerken wird dann aber kein Erdgas für die Trocknung der Abfälle benötigt. Hier kann die Abwärme des Kraftwerks eingesetzt werden, wodurch auch die Klimabilanz und die Energieeffizienz der gesamten Abfallbehandlung weiter verbessert werden. Die eigentliche Herausforderung besteht darin, die Trocknung an die wesentlich höheren Bioabfallanteile bzw. Wassergehalte anzupassen und die anschließende mechanische Aufbereitung für die chinesische Abfallzusammensetzung zu optimieren. Neben MPS-Konzepten werden in China derzeit auch MBS-Konzepte an verschiedenen Standorten in China vorbereitet und die technische sowie wirtschaftliche Machbarkeit untersucht.

Im Jahr 2009 startete Shanghai in dem süd-westlichen Stadtteil Songjiang das erste eigene großtechnische MBA-Projekt, das von der Tongji University wissenschaftlich begleitet wird. Ein 64 000 m<sup>2</sup> Grundstück neben der Songjiang-Deponie wurde ausgewählt, um die MBA-Anlage zu errichten. Die mechanische Aufbereitung vor der Rotte besteht aus einem Sack-Aufreißer und einer Vorabsiebung, um grobe, biologisch nicht abbaubare Bestandteile abzutrennen. Diese Fraktion wird anschließend Sieben und weiteren Separationsstufen zugeführt, sodass die Kunststoffe für das Recycling in der Kunststoffindustrie ausgeschleust werden können. Andere Abfallfraktionen wie Papier, Gummi, Textilien und holzige Abfälle werden für die Ersatzbrennstoffproduktion genutzt. Das biologisch abbaubare organische Material wird in die große Rottehalle transportiert, zu Mieten aufgesetzt und einer 12- bis 17-tägigen Trockenstabilisierung unterzogen. Die Belüftung wird über ein Gittersystem im Boden gewährleistet, welches auch gleichzeitig für den Ablauf von Sickerwasser vorgesehen ist. Um unangenehme Gerüche zu vermeiden, wird die Hallenluft über eine Absauganlage, die unter dem Dach installiert ist, erfasst und einem mit Holzhackschnitzeln gefüllten Biofilter zugeführt. Nach dieser kurzen Rotte soll das Material abgesiebt und als Frischkompost im Landschaftsbau und der Deponierekultivierung eingesetzt werden. Das Sickerwasser aus dem organischen Abfall wird im Untergrund gesammelt und einer Kläranlage mit Biogas-Produktion zugeführt. Es ist vorgesehen, dass das Biogas in einem Gasmotor zur Strom- und Wärmeerzeugung eingesetzt werden kann, um u.a. die Stromkosten der Anlage zu senken (Lu et al. 2011).

Die Kapazität der Anlage liegt bei bis zu 1500 Mg/d Siedlungsabfall, die Inbetriebnahme erfolgte erst im Frühjahr 2012. Der erwartete Output an Ersatzbrennstoffen liegt zwischen 100 und 200 Mg/d, während 100 bis 200 Mg/d Kunststoffmaterial für das Recycling und bis zu 100 Mg/d Kompost anfallen. Die Abwasserreinigungsanlage wurde zur Reinigung von bis zu 800 Mg/d Sickerwasser konzipiert, da der Wassergehalt im Anlageninput bei zu 70 % liegt. Hierbei ist anzumerken, dass es sich um erste grobe Abschätzungen der Betreiber handelt, die im Praxisbetrieb noch zu bestätigen sind. Ebenso ist unsicher, ob es eine Nachfrage für die Mischmüllkomposte gibt, die derzeit auf der benachbarten Deponie entsorgt werden. Die Ersatzbrennstoffe können in der MVA von Shanghai oder in einem nahe gelegenen Kohlekraftwerk eingesetzt werden, wobei es auch hier noch einige Problem zu lösen gibt. Die stoffliche Verwertung der abgetrennten Kunststoffe in mehrere kleinere Fabriken in Songjiang läuft nach Betreiberankunft bereits ohne Probleme. Bemerkenswert ist auch, dass in dem realisierten MBA-Konzept keine Zerkleinerungsaggregate vorgesehen sind, was nicht funktionieren wird. Diese Ausführungen zeigen den noch vorhandenen erheblichen Optimierungsbedarf und es wäre sicher günstiger gewesen, die Pilotanlage eine Nummer kleiner zu realisieren.

## LITERATUR

- CS Bureau (ed.) (2010) *China Statistical Yearbook (books 2001–2010)*. Beijing, China: National Bureau of Statistics of China.
- Kölsch, F., Ginter, M., Fricke, K., Müller, W. (2009) Grundsteinlegung des Leuchtturmprojektes MBA Gaobeidian (VR China). In: Heft 9 der Fachzeitschrift „Müll und Abfall“, pp. 444-447, ISSN 0027-2957 (9/2009).
- Lu, F., Yang, N., Shao, L. et al. (2011) Biological mechanical treatment of municipal solid waste in China: lab and field application. Kuehle-Weidemeier M (ed.). *Waste-to-resources 2011 IV international symposium MBT and MRF*, Hannover, Germany, 24–26 May 2011, pp. 51-56. Laugenhagen, Germany: Wasteconsult International.
- Raninger, B., Li, R., Chen, X. & Xu H. (2010) Biomass Wastes-to-Energy in China, Biogas from Landfills or Anaerobic Digestion? *Depotech 2010*, ISBN 987-3-200- 02018-4, pp.105-111, Austria.

# Public-Private-Partnership (PPP)-Modelle in Zentral- und Osteuropa

P. Hodecek  
Wien, Österreich

**KURZFASSUNG:** Die Bewirtschaftung von Siedlungsabfällen in den neuen EU-12-Mitgliedstaaten befindet sich noch nicht auf dem Niveau von Mittel-, Nord- und Westeuropa. Insbesondere fehlt es an finanziellen Mitteln zur Ausstattung kommunaler Entsorgungsträger zwecks europarechtskonformer Besorgung der Siedlungsabfallwirtschaft. Partnermodelle mit privatwirtschaftlich organisierten Entsorgungsunternehmen können helfen, diese Finanzierungslücken zu schließen. Am Beispiel der Teilregion Zentral- und Osteuropa (CEE) zeigt dieser Beitrag moderne Kooperationsmodelle sowie deren Anforderungen in der Praxis.

## 1 EINLEITUNG

Unter der englischen Wortfolge „public private partnership“ werden allgemein partnerschaftliche Organisationsformen zwischen öffentlich-rechtlichen Einrichtungen und zumeist privatwirtschaftlichen Unternehmen verstanden. In der Entsorgungswirtschaft haben sich derartige Kooperationen zwischen öffentlich-rechtlichen Entsorgungsträgern und privaten Entsorgungsunternehmen schon vor längerer Zeit in Westeuropa etabliert; im Rahmen der fünften Erweiterung der Europäischen Union (EU) im Jahre 2004 – auch als „Osterweiterung“ bezeichnet – haben sich derartige Systeme in jüngster Zeit auch vermehrt in Zentral- und Osteuropa (CEE) durchgesetzt.

Diese gemischtwirtschaftlichen Modelle werden gegenwärtig in Westeuropa sehr kontrovers diskutiert; in einzelnen Mitgliedstaaten sind starke Re-Kommunalisierungstendenzen in Richtung Eigenerledigung durch und Ausweitung der Organisationsverantwortung auf die öffentlich-rechtlichen Entsorgungsträger im Segment der Bewirtschaftung von Siedlungsabfällen vorhanden. Untermauert wird dieser Trend zum Insourcing durch den Versuch, die Überlassungspflichten zugunsten der kommunalen Seite auf weitere Abfallströme auszudehnen (Gruneberg & Wilden 2012).

Konträr dazu stellt sich die Situation in Zentral- und Osteuropa dar: Noch sind es überwiegend wirtschaftliche Gründe, welche die Kommunen veranlassen, intensiv nach privatwirtschaftlichen Partnern zur Besorgung der Aufgaben der öffentlichen Abfallentsorgung zu suchen. Im Folgenden sollen die in Zentral- und Osteuropa vorherrschenden Rahmenbedingungen sowie erfolgreich realisierte Partnerschaftsmodelle dargestellt werden.

## 2 AUSGANGSLAGE IN ZENTRAL- UND OSTEUROPA

### 2.1 Maßgebliche Einflussfaktoren für die Realisierung von Public-Private-Partnerships (PPPs) in Zentral- und Osteuropa

Schrumpfende Mittel für öffentliche Dienstleistungen wie z.B. Abfallentsorgung und -verwertung wirken sich in Zentral- und Osteuropa sehr negativ auf notwendigerweise – manchmal sogar täglich zu besorgende – kommunale Dienstleistungen und die dazu notwendige Infrastruktureinrichtungen aus. Die Betriebskosten moderner Abfallbehandlungsanlagen können durch die vorhandenen niedrigen Müllgebühren nicht gedeckt werden. Daraus resultieren entweder über-

haupt nicht oder nicht ausreichend vorhandene Systeme zur Getrennthaltung von Abfällen sowie teilweise völlig ausgediente Logistiksysteme (Behälter und Sammelfahrzeuge); andererseits existieren vielerorts überalterte bzw. nicht adäquat ausgerüstete Abfallbehandlungsanlagen - in der überwiegende Anzahl sind diese "Anlagen" bloße Deponien in mehrheitlich schlechtem technischen Zustand.

Aber Zentral- und Osteuropa benötigt kurz- bis mittelfristig hohe Finanzmittel aufgrund der noch immer vorhandenen niedrigen Umweltstandards und des damit verbundenen immer höher werdenden Drucks der Europäischen Kommission. Aus Sicht von Brüssel soll insbesondere die Europäische Abfallgesetzgebung innerhalb der nächsten fünf bis zehn Jahre in allen Mitgliedstaaten vollständig implementiert werden – bei gleichzeitigem Verbot der Deponierung von organischen (biologisch abbaubaren) Abfällen.

Erschwerend kommt hinzu, dass die Kosten der kommunalen Abfallbewirtschaftung aufgrund von hohen Transportkosten – insbesondere hervorgerufen durch die stark gestiegenen Treibstoffpreise – sowie infolge den Forderungen nach Intensivierung der getrennten Sammlung und nach tiefergehender und besserer Sortierung von Wertstoffen und nicht zuletzt auch wegen der gesetzlichen Forderung des Verbots der Deponierung von biologisch abbaubaren Abfällen gerade in diesen Regionen bereits stark angestiegen und noch weiter ansteigen werden.

## 2.2 Anforderungen an den privatwirtschaftlichen Partner

Die öffentlich-rechtlichen Entsorgungsträger erwarten aus einer Partnerschaft mit einem privaten Investor in erster Linie frei verfügbare Finanzmittel, um die Servicequalität der kommunalen Dienstleistungen im Segment Abfallwirtschaft sowie die technischen und ökologischen Standards der örtlichen Abfallbehandlung zu verbessern. Derartige Investitionen können aber nur durch solche privaten Unternehmen bereitgestellt werden, welche an der Eröffnung neuer Märkte und somit an weiterem Wachstum interessiert und vor allem dazu auch finanziell in der Lage sind.

Demzufolge fokussiert sich die Suche nach einem privaten Partner überwiegend auf die Gruppe der „strategischen Investoren“, also privatwirtschaftlich organisierte Branchenteilnehmer mit Know-how, Kapital und vor allem mit einem ausgeprägten Langzeithorizont für die getätigte Investition. Kurz- bis mittelfristig orientierte Finanzinvestoren aus dem Private Equity-Markt scheiden deshalb schon alleine aus zeitlichen Gründen aus.

In der Mehrzahl der Fälle möchte die kommunale Seite bei Eintritt eines privaten Partners weiterhin die Kontrolle über die öffentlichen Dienstleistungen inne haben und das Betreiberisiko der – dann neuen – Sammel- und Logistiksysteme sowie Abfallbehandlungsanlagen auf den privaten Investor überwälzen. Demgegenüber ist das Privatunternehmen an einem langfristig stabilen Geschäft mit entsprechenden Ergebnisbeiträgen sowie größtmöglicher Transparenz und fairem Wettbewerb interessiert. Gerade bei der Definition der – zukünftig gemeinsamen – Rahmenbedingungen eines abfallwirtschaftlichen PPP-Modells gibt es für beide Seiten viel Gestaltungsspielraum.

Diese Vielfältigkeit bei der Generierung eines PPP-Modells in der kommunalen Abfallwirtschaft kann gerade in Zentral- und Osteuropa zu einer win-win-Situation sowohl für die öffentlich-rechtliche Gebietskörperschaft als auch für den engagierten Privatinvestor führen. Oftmals fehlen nicht nur finanzielle Mittel auf kommunaler Seite, vielfach mangelt es in CEE auch an betriebsnotwendigem Know-how. Insbesondere westeuropäische Entsorgungsunternehmen können dazu mit entsprechender Kompetenz und den erforderlichen Referenzen überzeugen.

## 3 UMSETZUNG VON PARTNERSCHAFTSMODELLEN IN DER PRAXIS

Sehr erfolgreich hat sich in Zentral- und Osteuropa das Beteiligungsmodell für die Partnerschaft zwischen dem öffentlich-rechtlichen Entsorgungsträger und dem interessierten Privatunter-

nehmen etabliert. Hierbei gründet die kommunale Seite eine eigens für das Kooperationsvorhaben vorgesehene Zweckgesellschaft, welche zunächst zu 100 % im Besitz der Kommune steht. Diese Zweckgesellschaft wird üblicherweise mit einem einzigen „asset“, nämlich einen langjährigen Dienstleistungsvertrag, ausgestattet. Der Wert dieser Gesellschaft wird somit maßgeblich durch den Dienstleistungsvertrag und nicht etwa durch mobiles und immobiles Anlagevermögen bestimmt.

Die privatwirtschaftliche Seite erwirbt in einem nächsten Schritt von der Kommune einen Anteil – meistens mehr als 50 % - an der Zweckgesellschaft. Damit verbunden sind jedenfalls ein Kaufpreis sowie zumeist die Zusicherung von weiteren Investitionen während der Laufdauer des Dienstleistungsvertrages durch den privaten Investor. Diese Vorgehensweise sichert vor allem dem kommunalen Partner sofortige liquide Mittel in Form des entrichteten Kaufpreises sowie weitere Infrastrukturinvestitionen durch den privaten Partner in der Zukunft, beispielsweise in den Ausbau der getrennten Sammlung von Wertstoffen.

Eine Untersuchung an in CEE zwischen 2006 und 2012 realisierten Beteiligungsmodellen hat ergeben, dass neben dem Kaufpreis insbesondere dem Aspekt der weiteren Investitionen während der Laufzeit des Dienstleistungsvertrages seitens des kommunalen Partners große Bedeutung beigemessen wird. Das Verhältnis zwischen weiteren Investitionen des privaten Kooperationspartners nach Eintritt in die gemeinschaftliche PPP-Gesellschaft und dem dafür getätigten Kaufpreis ist im Beobachtungszeitraum von 0,62 auf 1,93 angestiegen (Hodecek 2010).

Mit anderen Worten: Innerhalb von vier Jahren haben die in CEE angesiedelten öffentlich-rechtlichen Entsorgungsträger damit dokumentiert, dass für das örtliche Kommunalbudget zwar liquide Mittel in Form des bezahlten Kaufpreises wichtig sind, aber dass auch den weiteren, durch den privaten Partner zugesicherten Infrastrukturinvestitionen immer größere Bedeutung zukommt. Dieses Investitionsvolumen ist mittlerweile fast auf das Zweifache des Kaufpreises für den Erwerb der kommunalen Assets in bzw. der Anteile an der Zweckgesellschaft angestiegen.

Als Gegenleistung für sein finanzielles Engagement erwartet der private Investor die operative Führung der gemeinsamen Zweckgesellschaft, einen freien und fairen Zugang zum örtlichen Markt und vor allem einer Bestandgarantie des Dienstleistungsvertrages über dessen Laufzeit.

Nicht unerheblich für einen privatwirtschaftlichen Partner und Investor in CEE ist auch der politische Wille zur gemeinsamen Umsetzung eines PPP-Modells, auch wenn die kommunale Führungsebene nach den nächsten Wahlen anders besetzt sein sollte. Am Beispiel der jüngsten Re-Kommunalisierungsbestrebungen in Ungarn wird deutlich, welche erhebliche Bedeutung dieses Element in der Restrukturierung der einzelnen nationalen Abfallwirtschaften der neuen EU-12-Mitgliedstaaten bis 2020 heute schon hat bzw. in Zukunft noch erlangen wird.

#### 4 ZUSAMMENFASSUNG

Die umweltgerechte Sammlung, Separierung, Sortierung, Verwertung und Entsorgung von kommunalen Abfällen erfordert besonders in Zentral- und Osteuropa sehr hohe Infrastrukturinvestitionen, um den europarechtlichen Anforderungen hinsichtlich einer geordneten Abfallwirtschaft zu genügen. Deshalb leisten PPP-Modelle große Unterstützung bei:

- der Effizienzsteigerung und Kostenoptimierung bestehender – meist überalterter – kommunaler Abfallbewirtschaftungssysteme,
- der Erhöhung der Akzeptanz der lokalen Bevölkerung gegenüber dem kommunalen Abfallmanagement aufgrund Implementierung einer verbesserten abfallwirtschaftlichen Servicequalität und infolge des Vorhandenseins eines breiteren Angebotes an abfallwirtschaftlichen Dienstleistungen,

- der Einrichtung von Systemen zur getrennten Sammlung von Abfällen sowie beim Austausch des alten Fuhrparks (manchmal älter als 30 Jahre!) gegen moderne geräusch- und emissionsarme Abfallsammelfahrzeuge,
- der Errichtung von Vorbehandlungsanlagen zur Sortierung und Verwertung bestimmter Problem-, Wert- und Reststoffe bzw. zur Reduktion des Gehalts an organischen Bestandteilen in den verbleibenden und (noch) zu deponierenden Restabfällen und
- der Errichtung von modernen Regionaldeponien (kurzfristig) bzw. der Realisierung von zentralen Verbrennungsanlagen (Langzeitsicht).

Dass angeblich “Daseinsvorsorge nur durch die öffentlich-rechtliche Körperschaften“ gewährleistet werden kann ist ein aktuell zwar populäres, aber ineffizientes Argument gegen gemischtwirtschaftliche Kooperationsmodelle unter maßgeblicher Beteiligung privater Unternehmen.

Ohne derartige PPP-Modelle wird Zentral- und Osteuropa schon alleine aus ökonomischen Gründen nicht in der Lage sein, die vorhandenen Standards für die umweltgerechte Bewirtschaftung von Abfällen auf das geforderte Mindestmaß gemäß den existenten europarechtlichen Vorgaben zu heben.

## LITERATUR

- Gruneberg, R. & Wilden, A. (2012) Die gemeinsame Wertstoffeffassung im Kommunalisierungsmodell mit zentralen Steuerungs- und Anzelelementen: Wesentliche Aspekte aus abfallrechtlicher Sicht. *VKSnews* 164, 14-15.
- Hodecek, P. (2010) PPPs in Central and Eastern European countries. In: *Proceedings of the Annual Conference of FEAD*. Amsterdam, NL.

# Abfallbehandlung in Jordanien mit dem Fokus der Energiegewinnung

A. Bockreis, I. Schneider

*Universität Innsbruck, Arbeitsbereich Umwelttechnik, Österreich*

M. Albanna

*German Jordan University, Jordan*

**KURZFASSUNG:** Die aktuelle Abfallwirtschaft in Jordanien wird geprägt durch eine zum Teil wilde Ablagerung oder Deponierung der Abfälle. Ausgehend von den damit verbundenen Treibhausgasemissionen (THGE) müssen in erster Linie die Gas- und Sickerwasserfassung und Behandlung in den bestehenden Anlagen ausgebaut bzw. verbessert werden. Für eine Verbesserung der abfallwirtschaftlichen Rahmenbedingungen in Jordanien ist jedoch die Implementierung eines Abfallwirtschaftskonzeptes mit einer getrennten Sammlung verschiedener Fraktionen, deren Recycling und Behandlung erforderlich. Für spezifische Abfallfraktionen sollten speziell dafür geeignete Behandlungsverfahren genutzt werden. Somit kann ein wesentlicher Beitrag zum Klimaschutz und der Vermeidung von THGE geleistet werden. Dieser Artikel beschäftigt sich im Speziellen mit den Möglichkeiten der biologischen Behandlung organischer Abfälle mit dem Ziel der Energiegewinnung. Dabei stehen u.a. die Reststoffen aus der Olivenverarbeitung als auch tierische Abfälle (im Speziellen dem in großen Mengen anfallendem Hühnermist) im Vordergrund.

## 1 EINLEITUNG

Die Behandlung von Abfällen ist immer verbunden mit Emissionen mit signifikanten Auswirkungen auf die Umwelt und das Klima. Laut Intergovernmental Panel on Climate Change (IPPC) trägt der Abfallsektor ebenso wie der Abwasserbereich mit ca. 2,8 % zu den weltweiten Treibhausgasemissionen bei. Vor diesem Hintergrund wird auch die Relevanz für ein integriertes Abfallbehandlungskonzept für den Umweltschutz deutlich. Diese Relevanz der Abfallwirtschaft und Abfallbehandlung wurde in Jordanien in den letzten Jahren erkannt und erste Schritte hinsichtlich Nachhaltigkeit unternommen.

## 2 AKTUELLE SITUATION IN JORDANIEN

### 2.1 *Aufkommen und Zusammensetzung*

Das jährliche Abfallaufkommen in Jordanien wurde auf 0,8 kg/d\*EW kalkuliert. In Abhängigkeit der Infrastruktur und Bevölkerungsdichte variiert das Abfallaufkommen von 1,0 kg/d\*EW in größeren Städten bis 0,6 kg/d\*EW in kleinen Städten und ländlichen Gebieten (Alfayez 2003). METAP schätzt das Siedlungsabfallaufkommen auf 0,7 – 0,85 kg/d\*EW in urbanen und 0,65 kg/d\*EW in ländlichen Regionen. Des Weiteren wird von einer Zunahme des Siedlungsabfallaufkommens von 3 % pro Jahr ausgegangen (METAP 2010).

Im Vergleich zu Europa, wo im Jahr 2008 ein einwohnerspezifisches Siedlungsabfallaufkommen von 524 kg/a, was einer Tagesmenge von 1,4 kg/d\*EW entspricht, sind große Abweichungen zwischen den jeweiligen Ländern zu erkennen. In Europa liegt Dänemark mit 802 kg/a\*EW, also 2,2 kg/d\*EW an der Spitze des Abfallaufkommens, welches mehr als doppelt so hoch liegt, im Vergleich zu Jordanien. Das geringste Abfallaufkommen in Europa ist in der Tschechischen Republik mit 306 kg/a\*EW (0,8 kg/d\*EW) zu verzeichnen. In Deutschland (581 kg/a\*EW) und Österreich (601 kg/a\*EW) liegt das Abfallaufkommen leicht über dem Durchschnitt (N.N. 2010).



Die nachstehende Tab. 1 zeigt die durchschnittliche Abfallzusammensetzung in Jordanien. Deutlich erkennbar ist der erhöhte Anteil an Küchenabfällen (55 – 70 %), im Vergleich zu den restlichen Abfallfraktionen, wobei der Küchenabfall wiederum 50 – 70 % des Haushaltsabfalles ausmachen. Wohingegen in Deutschland und Österreich durchschnittlich nur 30 – 40 % des Siedlungsabfalls der organischen Fraktion zugeordnet werden.

Tab. 1: Zusammensetzung der Siedlungsabfälle in Jordanien (Alfayez 2003)

Zusammensetzung	%
Küchen-/Bioabfall	55 – 70
Plastik	5 – 17
Papier/Pappe	11 – 17
Glas	2 – 2.5
Metalle	2 – 2.5
Sonstige	4 – 7

## 2.2 Sammlung und Behandlung

Gemäß ALFAYEZ liegt die Verantwortung und Durchführung der Abfallsammlung in Jordanien bei den Gemeinden und Kommunen, welche die gesamten Abfälle auf 25 Deponien im gesamten Land verbringen (Alfayez 2003).

Die momentane Sammelquote liegt bei durchschnittlich 90 % in urbanen und 70 % in ländlichen Regionen (EcoConsult 2008), wobei keine getrennte Sammlung von Haushaltsabfällen erfolgt. METAP hingegen geht jedoch von einer Sammelquote von 95 % sowohl in urbanen als auch in ländlichen Regionen aus. Die Endstation der Abfälle liegt zu 85 % bei den Deponien und die restlichen 15 % werden zum Teil offen/wild abgelagert. Die bestehenden Ablagerungsorte werden nicht im vollen Umfang fachgerecht betrieben, jedoch erfolgen bereits zum Teil geruchsminimierende Maßnahmen. Eine Abfallbehandlung in Form der Kompostierung findet momentan im Pilotmaßstab statt und ein Recycling erfolgt derzeit lediglich über den informellen Sektor (METAP 2010).

AUSTERMANN-HAUN zufolge existieren in Jordanien acht Deponien ohne jeglicher Gasfassung und Basisabdichtung (Austermann-Haun 2007). Eine Sammlung von Kunststoffen und Aluminiumdosen wird durch den informellen Sektor direkt auf den Deponien durchgeführt.

Eine der größten und als einzige technische Deponie ist die Al Ghabawi Deponie in der Nähe von Amman, welche durch die Gemeinde (Greater Amman Municipality – GAM) betrieben wird. Die 30 km außerhalb der Stadt gelegene Deponie wird direkt von der GAM betrieben, welche auch für die Sammlung und den Transport (über drei Transferstationen) zuständig ist. An diesem Deponiestandort findet keine informelle Sammlung, weder lizenziert als auch illegal, statt. Um die aktuellen abfallwirtschaftlichen Prozess in Amman zur optimieren und einen Abfallwirtschaftsplan zu entwickeln, wurde 2008 im Auftrag der GAM ein Environmental Social Impact Assessment (ESIA) Report erstellt (EcoConsult 2008).

Im Hinblick auf den Umwelt- und Klimaschutz ist es zwingend erforderlich, Emissionen einer Deponie mit einer geeigneten Deponiegas- und Sickerwasserfassung und Behandlung auszustatten. Allein die Aufbringung einer Oberflächenabdichtung kann bis zu 40 % der gasförmigen Emissionen erfassen, welche anschließend verbrannt werden können. Damit werden potentielle Treibhausgase minimiert und bereits ein wesentlicher Beitrag zum Klimaschutz geleistet. In Tunesien beispielsweise wurden 10 Deponien mit einer Gaserfassung und Fackelsystemen ausgestattet, welche über die Clean Development Mechanism (CDM) und Darlehen der Weltbank finanziert wurden.

Gemäß den EU-Verordnungen und Richtlinien bzgl. der Deponierung von Abfällen ist es nicht mehr erlaubt, unbehandelten Abfall zu deponieren. Die Abfälle zur Deponierung müssen einer Vorbehandlung unterzogen werden und dürfen nur einen reduzierten und definierten Organikanteil aufweisen. Mit der Reduzierung des Organikanteils des Ablagerungsmaterials werden gleichzeitig die biologischen Reaktionen in der Deponie minimiert, was sich gleichermaßen auf die Deponiegas- und Sickerwasserbildung auswirkt (Council of the European Union 1999). In einigen Staaten (u.a. Deutschland und Österreich) führten diese Richtlinien zu einem Verbot der Deponierung unbehandelter Abfälle. In der Tab. 2 werden die Behandlungsmethoden für Siedlungsabfälle einiger EU Staaten zusammenfasst.

Tab. 2: Abfallbehandlung in ausgewählten Staaten der EU im Jahr 2008 (N.N. 2010)

	Verbrennung [kg/(a, E)]	Deponierung [kg/(a, E)]	Recycling [kg/(a, E)]	Kompostierung [kg/(a, E)]
Durchschnitt	102	207	117	88
Österreich	163	19	177	242
Dänemark	433	35	195	142
Deutschland	193	43	268	95
Tschechien	34	278	6	4

### 3 ENERGETISCHE VERWERTUNG AUSGEWÄHLTER ABFALLFRAKTIONEN (HÜHNERTROCKENKOT, OLIVENRESTE)

Die aktuelle Abfallbehandlung in Jordanien besteht hauptsächlich aus einer einfachen Ablagerungen/Verkipfung und wenigen Deponien. Im Sinne einer nachhaltigen Abfallwirtschaft ist es unabdingbar, die vorhandenen Ablagerungen zu schließen bzw. hinsichtlich Gaserfassung und Sickerwassererfassung und -reinigung zu ertüchtigen. Darauf aufbauend soll die Einführung von Getrennsammlung verschiedener Abfallfraktionen sowie das Recycling und die entsprechende Behandlung erfolgen. Als wesentlich wird der Beitrag der Energiegewinnung aus Abfall angesehen, da in Jordanien momentan mehr als 25 % des Bruttosozialproduktes für Energie aufgewendet wird.

Neben dem organischen Anteil im Restmüll (55 – 70 %) stellen tierische Abfälle sowie Abfälle aus der Olivenproduktion die Hauptquellen der organischen Abfälle dar. 2005 produzierten in Jordanien 2,4 Mio. Schafe, 74.000 Kühe sowie mehr als 40 Mio. Hühner ca. 5,3 Mio. Mg organischen Abfall (Abu-Ashour et al. 2010). Für die Behandlung organischer Abfälle wird in Abhängigkeit der Substratcharakteristik die Kompostierung oder Vergärung gewählt. Während die Kompostierung eine stoffliche Verwertung zu einem hochwertigen Dünger verfolgt, kann bei der Vergärung zudem ein energiereiches Biogas erzeugt werden.

#### 3.1 Hühnertrockenkot (HTK)

Bei den tierischen Abfällen sind verschiedene Behandlungsoptionen möglich, um das Material in einen hygienisch einwandfreien Dünger zu versetzen. Unter Anwendung eines anaeroben Behandlungsverfahrens ergibt sich die zusätzliche Möglichkeit der Energiegewinnung. Verschiedene Untersuchungen wurden durchgeführt, um das Energiepotential von Hühnermist ebenso wie die limitierenden Faktoren zu ermitteln.

Literaturangaben zufolge existieren in Abhängigkeit der Substratbeschaffenheit und Herkunft zum Teil große Schwankungen bzgl. des Energiepotentials. Während Hühnermist mit einem TS-Gehalt von 32 % ein Biogaspotential von ca. 80 Nm<sup>3</sup>/Tonne Frischmaterial aufweist (FNR 2009) kann für Geflügelmist mit einem TS-Gehalt von 40 % auch nach einer kurzen Lagerung noch ein Biogaspotential von bis zu 150 Nm<sup>3</sup>/Tonne Frischmasse (entspricht 120 Nm<sup>3</sup>/Tonne FM bei einem TS-Gehalt von 32 %) nachgewiesen werden (KTBL 2012). Aufgrund der chemischen Zusammensetzung und der Beschaffenheit dieser tierischen Ausscheidungen sind im Zuge der Energiegewinnung durch Vergärung mehrere Faktoren zu berücksichtigen. Unter anderem wird das Mischungsverhältnis (Hühner-/Geflügelmist zu Co-Substraten) neben dem hohen TS-Gehalt (32 % im Vergleich zu bspw. Rindergülle mit 11% TS) zudem durch den Gehalt an Stickstoff- und Phosphorverbindungen eingeschränkt (u.a. Hemmung des Gärprozesses durch erhöhte Ammoniumstickstoffkonzentrationen).

Für erste Abschätzungen des Energiegehaltes von HTK in Abhängigkeit der Mischungsverhältnisse wurden Mehrfachansätze zur Bestimmung des Biogaspotentials auf der Grundlage der ÖNORM S 2027 Beurteilung von Abfällen aus der mechanisch-biologischen Behandlung – Teil 3: Stabilitätsparameter – Gasbildung im Gärtest (GB21) durchgeführt. In der Tab. 3 sind die gewählten Mischungsansätze gelistet. Anhand der unterschiedlichen Ansätze sollte der Einfluss des Verhältnisses zwischen HTK und Impfschlamm näher betrachtet werden.

Tab. 3: Mischungsverhältnisse der Vergärungsversuche mit Hühnerkot (HTK)

Ansatz	HTK [g]	Wasser [ml]	Impfslamm [ml]	Spezif. Gasproduktion	
				[Nml/g TS]	[Nm <sup>3</sup> /Tonne FM]
0 (IS)	0	250	50		
A	5	245	50	200	126
B	25	225	50	195	123
C	50	200	50	135	85
D	50	-	250	156	98
E	75	-	225	113	71
F	100	-	200	88	55

Die unterschiedlichen Versuchsansätze wurden so gewählt, dass sowohl der Anteil an HTK an der Gesamtmischung als auch der Anteil des Impfmateri als auch der Anteil des Impfmateri variieren. Als Impfmateri wurde ausgefauter Schlamm einer regionalen Kläranlage genutzt. Bei dem untersuchten HTK wurde Material eines österreichischen Biobauernhofes herangezogen. Bei diesem Material wurde ein TS-Gehalt von 63 % ermittelt. Wie aus Tab. 3 ersichtlich, gibt der Versuchsansatz C die Versuchsbedingungen gem. der DIN 38414 Teil 8 bzw. ÖNORM S2027-3 zur Ermittlung des Gasbildungspotentials in 21 Tagen (GB21) wider. Der Ansatz 0 diente zur Ermittlung des spezifischen Biogaspotentials des Impfslammes, welcher bei den späteren Auswertungen der Ansätze A bis F beachtet wurde. Gleichermaßen erfolgte im Hintergrund die Referenzmessung mit mikrokristalliner Zellulose.

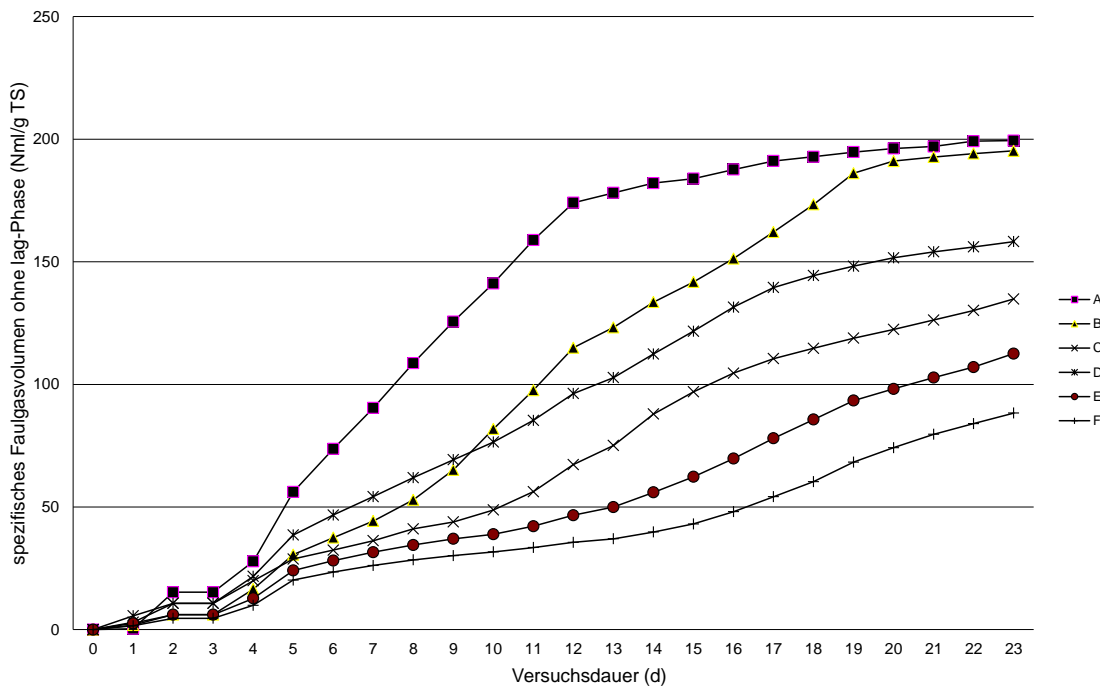


Abb. 1: Spezifische Biogasproduktion in Abhängigkeit der Mischungsverhältnisse

Wie bereits oben erläutert, schwanken die Literaturwerte bzgl. des spezifischen Gasertrages für Hühnerkot zwischen 120 Nm<sup>3</sup>/Tonne FM und 150 Nm<sup>3</sup>/Tonne FM. Wie aus Tab. 3 und Abb. 1 ersichtlich, erreichen lediglich die Ansätze A (126 Nm<sup>3</sup>/t FM) und B (123 Nm<sup>3</sup>/Tonne FM) (Verhältnis HTK zu Impfslamm 1:10 und 1:2) die in der Literatur angegebenen Gaspotentiale. Ein signifikanter Rückgang der spezifischen Gasproduktion (55 Nm<sup>3</sup>/Tonnen FM) auf knapp ein Drittel ist im Ansatz F zu erkennen, was auf eine starke Hemmung des Vergärungsprozesses deuten lässt. Vergleicht man die Ansätze C und D, in denen jeweils 50 g HTK eingebaut wurden, kann man eine Pufferwirkung des Impfslammes erkennen, dessen Anteil im Ansatz D um den Faktor 5 höher liegt als bei C. Wohingegen jedoch in den Ansätzen E und F diese Pufferwirkung des Impfslammes nicht mehr ausreicht, um den hohen Anteil an HTK auszugleichen, was u.a. auf die erhöhten Stickstoffkonzentrationen in HTK zurückzuführen ist.

Zusammenfassend kann bestätigt werden, dass der Anteil des HTK am Gesamtvergärungsprozess maßgeblich zum Biogasertrag und demzufolge zur Energieproduktion aus organischen Abfällen beiträgt. Für die Ermittlung des Energiepotentials aus HTK, im Speziellen in Jordanien sind demnach weiterführende und vor allem länderspezifische Untersuchungen erforderlich.

Des Weiteren bestehen neben der Hemmung des Gärprozesses durch erhöhte Stickstoffkonzentrationen im HTK, zum Teil starke Geruchsemission (bei der Lagerung und nicht eingehausten Behandlung) als auch die Gefahr der Bildung von Sinkschichten sowie einer Versandung der Reaktoren bei der Vergärung von Hühner-/Geflügelmist.

### 3.2 Reststoffe aus der Olivenverarbeitung

Ein weiteres Potential zur Energiegewinnung aus Abfällen in Jordanien stellen die Reststoffe aus der Olivenverarbeitung dar. Im Jahr 2005 wurden ca. 27.000 Tonnen feste Rückstände aus insgesamt 97 Olivenpressen produziert.

Im Hinblick auf die energetische Verwertung von festen Rückständen aus der Olivenverarbeitung kann sowohl die Verbrennung als auch die Vergärung in einer Biogasanlage in Erwägung gezogen werden.

Untersuchungen der sogenannte Filterkuchen aus den Olivenpressen weisen einen Heizwert (Hu) von bis zu 18 MJ/kg auf, was ca. 45 % des Energiegehaltes bei der Verbrennung von 1 Tonne Erdöl entspricht. Der Einsatz von Filterkuchen aus der Olivenverarbeitung in der Verbrennung kann in Abhängigkeit der Marktpreise (Erdöl vs. Filterkuchen) und in Kombination mit den Behandlungskosten eine nachhaltige Substitutionsmöglichkeit fossiler Brennstoffe darstellen. Hierzu sind jedoch weiterführende prozess- und verfahrenstechnische als auch wirtschaftliche Untersuchungen erforderlich.

Eine weitere bereits genannte Möglichkeit der Energiegewinnung aus Filterkuchen besteht in der Vergärung der festen Rückstände als Co-Substrat. Ersten Untersuchungen zufolge konnten spezifische Gasbildungspotentiale von 80 – 97 Nm<sup>3</sup>/Tonnen Frischmasse mit einem Methan-gehalt von 65 % im Biogas ermittelt werden (Bockreis et al. 2011).

## 4 ZUSAMMENFASSUNG

Die Abfallbehandlung in Jordanien beruht aktuell nahezu ausschließlich auf wilder Ablagerung und zum geringen Teil an geordneter Deponierung. Im Hinblick auf den Klima- und Umweltschutz, im Speziellen der THGE ist in erster Linie ein geordneter Deponiebetrieb erforderlich. Dieser besteht neben einer fachgerechten Basis- und Oberflächenabdichtung, aus einer technischen Deponiegas- und Sickerwasserfassung sowie deren Behandlung. Für eine nachhaltige Abfallwirtschaft in Jordanien ist es jedoch zwingend erforderlich, ein Abfallwirtschaftskonzept mit einer getrennten Sammlung verschiedener Abfallfraktionen sowie deren Recycling und Behandlung zu implementieren. Somit kann ein signifikanter Beitrag zur Reduktion der THGE und damit verbunden zum Klimaschutz geleistet werden.

Für die unterschiedlichen Abfallfraktionen sind spezifische Behandlungsverfahren zu wählen. Sowohl der hohe Organikanteil im jordanischen Restmüll, als auch die großen Mengen organischer Reststoffe aus der Landwirtschaft, Tierhaltung (u.a. Hühnerfarmen) und Lebensmittelindustrie (u.a. Olivenverarbeitung) bieten ein hohes stoffliches und energetisches Potential bei einer biologischen Behandlung.

Bei der Vergärung von HTK beispielsweise, wird durch dessen Vergärung neben der Hygienisierung und der Erzeugung eines bodenverbessernden Materials bzw. Dünger ein energiereiches Biogas erzeugt werden, welches zur Substitution fossiler Brennstoffe wie Erdöl eingesetzt werden kann. Gleiches gilt auch für die thermische Verwertung oder biologische Behandlung von Filterkuchen aus der Olivenverarbeitung.

Aufbauend auf einer fachgerechten und substratspezifischen Behandlung und Verwertung der Abfälle in Jordanien kann sowohl ein ökologischer und ökonomischer Gewinn erzielt werden. Die zum größten Teil wilden Ablagerung von Abfällen können somit beseitigt und die dennoch erforderliche Deponierung minimiert und optimiert werden, womit ein wesentlicher Beitrag zum Klima- und Umweltschutz geleistet wird.

## LITERATUR

- Abu-Ashour, J., Qdais, H. A. & Al-Widyan, M. (2010) Estimation of animal and olive solid wastes in Jordan and their potential as a supplementary energy source: An overview. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 14, 2227-2231.
- Alfayez, K. (2003) Biological treatment of municipal solid waste - composting. *Training - Biogas Project*.
- Austermann-Haun, U. (2007) Wasserversorgung, Abwasserreinigung und Abfallbehandlung in Jordanien. *Korrespondenz Abwasser*.
- Bockreis, A., Steinberg, I. & Schneider, I. (2010) Waste treatment options in Jordan. In: *Aufleger, M. & Mett, M.*, eds. Handshake across the Jordan: Water and Understanding, 26.09.-28.09.2010, 2011 Pella. IUP - Innsbruck University Press, 201-208.
- Council of the European Union (1999) Council directive 1999/31/EC of 26 April 1999 on the landfill of waste.
- EcoConsult (2008) *Municipal Solid Waste Management & Carbon Finance in Amman*. Greater Amman Municipality.
- FNR, Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e.V. (2009) *Handreichung Biogasgewinnung und -nutzung*. KTBL, Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft (2012) *Wirtschaftlichkeitsrechner – Biogas*. [www.ktbl.de](http://www.ktbl.de); Abgerufen am 23.04.2012.
- METAP, Mediterranean Environmental Technical Assistance Program 2010. *Solid Waste Management Jordan* (Online). Available: [http://www.metap-solidwaste.org/fileadmin/documents/country\\_data/SWM\\_Jordan\\_A4.pdf](http://www.metap-solidwaste.org/fileadmin/documents/country_data/SWM_Jordan_A4.pdf) [Accessed 31.08.2010].
- N.N. (2010) Eurostat legt neue Zahlen für Abfallentsorgung in Europa vor. *EUWID Recycling und Entsorgung*.

# Abfallwirtschaft 2030 – vier Szenarien und ihre Nutzung

S. Kreibe, T. Pitschke & M. Schneider

*bifa Umweltinstitut GmbH, Augsburg, Deutschland*

O. Bischlager

*Bayerisches Staatsministerium für Umwelt und Gesundheit, München, Deutschland*

**KURZFASSUNG:** Nur auf Basis einer fundierten Einschätzung zukünftig zu erwartender Entwicklungen kann nachhaltiges Wirtschaften langfristig strategisch geplant werden. Im Auftrag des Bayerischen Staatsministeriums für Umwelt und Gesundheit hat die bifa Umweltinstitut GmbH daher eine Szenarioanalyse zur bayerischen Abfallwirtschaft im Jahr 2030 durchgeführt. Unter Einbindung von 60 Experten wurden 25 Schlüsselfaktoren identifiziert und zur Entwicklung von vier Szenarien eingesetzt:

- Policy first - Politik als Motor nachhaltigen Wirtschaftens,
- Markets first - Der Markt macht erfinderisch,
- Glocalisation - Das EU-Recht wird regionalisiert und
- Sustainability last - Tagespolitik statt Strategie.

Die Szenarien können genutzt werden um strategische Schwächen und Stärken zu identifizieren oder herauszuarbeiten wie sich Machtpositionen und Interessenlagen anderer Akteure ändern könnten. Mit Hilfe des Szenarienbaukastens kann ein aus eigener Sicht wahrscheinliches Szenario konstruiert und zur Grundlage der Strategieentwicklung gemacht werden.

## 1 EINLEITUNG

Nachhaltiges Wirtschaften bedarf langfristiger Strategien. Auch die Entwicklung der Abfallwirtschaft ist von vielfältigen Trends bestimmt: Wachsender Ressourcenverbrauch, Klimawandel oder die wirtschaftliche Entwicklung in Schwellenländern sind nur einige davon. Wie sich diese Trends in ihrer Gesamtheit in Zukunft entwickeln könnten, ist wesentlich für die langfristige Ausrichtung der Abfallwirtschaftspolitik, aber auch für eine strategische Planung in der von Abfallfragen betroffenen Wirtschaft. Strategischen Entscheidungen liegen aber häufig persönliche Präferenzen und ein verengter Blick auf Tagesthemen zugrunde. Eine gute Basis für eine langfristige Planung kann daher nur durch systematisches und methodisch fundiertes Vorgehen geschaffen werden.

Um die Weichenstellung für Morgen noch gezielter vornehmen zu können, hat das Bayerische Staatsministerium für Umwelt und Gesundheit die bifa Umweltinstitut GmbH (bifa) beauftragt, eine Szenarioanalyse zur bayerischen Abfallwirtschaft im Jahr 2030 durchzuführen. Szenarien beschreiben plausible, mögliche Zukünfte, die eine gewisse Wahrscheinlichkeit aufweisen. Sie sind keine Prognosen, sondern skizzieren einen Korridor von Zukunft und liefern so differenzierte Hintergrundfolien für eine nachhaltige und damit langfristig angelegte strategische Planung. Der Fokus der Analyse lag auf der Abfallwirtschaft in Bayern. Die berücksichtigten Einflüsse reichen aber weit über Bayern hinaus.

## 2 VORGEHENSWEISE

In die Projektarbeiten waren etwa 60 Experten eingebunden. Sie stammen aus allen relevanten Bereichen der Abfallwirtschaft und ihres Umfeldes. Das umfangreiche Datenmaterial wurden mit Hilfe der Szenarioanalysesoftware SINUS Szeno Plan<sup>®</sup>, dem Statistikprogramm SPSS ausgewertet und schrittweise zu Szenarien verdichtet. Die Ergebnisse wurden in sieben Experten-

workshops, zu denen immer wieder neue Teilnehmer hinzugezogen wurden, stufenweise ergänzt und hinterfragt. Der Ablauf gliederte sich in folgende Schritte:

- **Schritt 1: Literatursauswertung und Experteninterviews**  
Durch Literatursauswertung, ausführliche Interviews mit Bürgern und 30 Experten sowie Diskussionen in Internetcommunities wurde zunächst eine Vielzahl von Trends, Zukunftsvorstellungen, Befürchtungen und Hoffnungen gesammelt und ausgewertet.
- **Schritt 2: Identifizierung von Schlüsselfaktoren**  
Auf diese Weise wurden etwa 600 Faktoren zusammen getragen, welche die künftige Entwicklung der Abfallwirtschaft bestimmen. Daraus wurden 25 Schlüsselfaktoren entwickelt, die regionale, nationale und internationale Einflüsse beschreiben. Sie sind entscheidend für die Entwicklung der bayerischen Abfallwirtschaft.
- **Schritt 3: Identifizierung möglicher Entwicklungen der Schlüsselfaktoren**  
Zu jedem Schlüsselfaktor wurden mögliche Ausprägungen beschrieben. So kann der gesellschaftliche Wohlstand wachsen, stagnieren oder abnehmen. Rohstoffpreise können sich moderat entwickeln, stark steigen oder sich auf hohem Niveau stabilisieren.
- **Schritt 4: Entwicklung konsistenter Szenarien aus den Schlüsselfaktoren**  
Um aus den Schlüsselfaktoren stimmige Szenarien zu entwickeln, wurde analysiert, welche Ausprägungen dieser Faktoren zueinander passen. Aus den 25 Schlüsselfaktoren und ihren Ausprägungen kann theoretisch eine Trillion Szenarien gebildet werden. Die plausiblen Szenarien können daher nur mit Softwareunterstützung identifiziert werden. Gemeinsam mit den Experten erfolgte dann die Auswahl von vier möglichen Szenarien.
- **Schritt 5: Abschätzung der Folgen der Szenarien für Abfallströme, Kosten und Ökologie**  
Diese Szenarien wurden ausgearbeitet und beschrieben, in Expertenworkshops weiter entwickelt und immer wieder neu auf den Prüfstand gestellt. Schließlich wurden ihre Folgen für Abfallströme, Umweltwirkungen und Entsorgungskosten abgeschätzt.
- **Schritt 6: Einsatz von Szenarien und Schlüsselfaktoren für die Strategieentwicklung**  
Unternehmen, Kommunen oder Ministerien können mit den Szenarien in Workshops ihre Strategien und ihre Zukunftstauglichkeit prüfen: Wo sind unsere Stärken und Schwächen in den Szenarien? Wie würden wir uns verhalten? Wie würden unsere Konkurrenten und Partner mit dieser Situation umgehen? Wie können wir uns heute auf morgen vorbereiten?

### 3 SCHLÜSSELFAKTOREN

Folgende Schlüsselfaktoren wurden identifiziert, die zentral für die Entwicklung der Abfallwirtschaft bis zum Jahr 2030 sind.

Schlüsselfaktoren aus dem gesellschaftlichen Einflussbereich:

- Demographie,
- Gesellschaftliche Wertesysteme,
- Umweltverhalten und öffentliche Aufmerksamkeit,
- Gesellschaftlicher Wohlstand und staatliche Leistung und
- Migration und Siedlungsstruktur.

Schlüsselfaktoren aus dem Einflussbereich Ökonomie:

- Wettbewerb in der Abfallwirtschaft,
- Entsorgungskapazitäten,
- Preise fossiler Energieträger,
- Biomassepreise,
- Preise kritischer Metalle und Mineralien,
- Ökoeffizienz,
- Globale Marktstrukturen und
- Konjunktur.

Schlüsselfaktoren aus dem politisch-rechtlichen Einflussbereich:

- Nachhaltigkeitsorientierung als zentrales Leitbild der staatlichen Politik,
- Marktliche und ordnungsrechtliche Instrumente in der umweltpolitischen Steuerung,

- EU als zentrale Regulierungsebene und
- Vollzug.

Schlüsselfaktoren aus dem ökologisch-stofflichen Einflussbereich:

- Stoffströme,
- Lebenszyklusorientierung von Stoff- und Energiestrommanagement,
- Klimawandel und
- Bedrohlichkeit der realen Umweltwirkungen.

Schlüsselfaktoren aus dem Einflussbereich Technik:

- Verwertungs- und Beseitigungssysteme,
- Sammel- und Sortiersysteme,
- Umwelt- und Ressourcenorientierung technischer Innovationen und
- Einfluss moderner IT / WEB2.0 auf Kommunikation und Kooperation.

Die 25 Schlüsselfaktoren können sich auf unterschiedliche Weise entwickeln. Als Beispiel für diese Ausprägungen zeigt Abb. 1 den Einflussfaktorensteckbrief zu „EU als zentrale Regulierungsebene“.

Tab. 1: Beispiel eines Einflussfaktorensteckbriefes aus dem Bereich Politik und Recht.

Einflussfaktor A3	EU als zentrale Regulierungsebene
Zeithorizont	2030
Definition	Die EU spielt in der Abfallwirtschaft die zentrale Rolle. Dieser Schlüsselfaktor beschreibt, wie diese Rolle konkret ausgeübt wird. Führt die Rechtssetzung der EU zu einer generellen Harmonisierung unter den Mitgliedsstaaten oder müssen EU-Strategien mit nationalstaatlichen Sonderwegen rechnen oder gar mit ihnen konkurrieren?
Ausprägung A3_a	Transnationale Harmonisierung Auf Ebene der EU werden Maßnahmen der Rechtssetzung ergriffen, die von den Mitgliedsstaaten umgesetzt werden. Dadurch entsteht ein harmonisierter Rechtsraum. Die bayerische Abfallwirtschaftspolitik hat nahezu keine Handlungsspielräume mehr.
Ausprägung A3_b	Nationalstaatliche Koordinierung Die EU bietet einen abfallrechtlichen Rahmen, der auf Ebene der Mitgliedsstaaten variabel umgesetzt wird. Obgleich die Mitgliedsstaaten unterschiedlich operieren, werden übergeordnete Lösungsstrategien durchgesetzt.
Ausprägung A3_c	Nationalstaatliche Zersplitterung Die EU kann sich nicht mehr durchsetzen. Auf nationaler Ebene kommt es zu flexiblen, aber untereinander unvereinbaren abfallwirtschaftlichen Regelungen. Jede Nation verfolgt eigene Strategien. Übergeordnete (Gesamt-)Lösungen abfallwirtschaftlicher Probleme können nicht entwickelt werden.

#### 4 SZENARIEN

Aus den Schlüsselfaktoren und ihren Ausprägungen wurden folgende vier Szenarien entwickelt und gemeinsam mit den beteiligten Experten mehrfach validiert:

- Szenario 1: Policy first: Politik als Motor nachhaltigen Wirtschaftens - Abfall wird politische Aufgabe und wirtschaftliche Herausforderung: Nachhaltigkeit und Innovation sind in diesem Szenario gesellschaftliche Leitbilder. Politische und rechtliche Rahmenbedingungen sind bei starkem Wachstum ideale Voraussetzungen für die Entwicklung einer umwelt- und ressourcen schonenden Wirtschaft – allerdings gibt es große Umweltprobleme und hohe Rohstoffpreise.
- Szenario 2: Markets first: der Markt macht erfinderisch - Die innovative Abfallwirtschaft wird zur Goldgrube: Unternehmen reagieren auf Rohstoffknappheiten mit Innovationen und schaffen marktkonforme Lösungen wie einfache aber effektive Sammelsysteme. Dadurch bleiben die Rohstoffpreise stabil, wenn auch auf hohem Niveau. Die Politik betreibt bei gu-



ten konjunkturellen Bedingungen eine situative Umweltpolitik, schafft aber dennoch einen ausreichenden Rahmen. Umweltfragen erfahren in der öffentlichen Diskussion nur wenig Beachtung.

- Szenario 3: Glocalisation: das EU-Recht wird regionalisiert – Abfall als internationale und lokale Ware: Das EU-Recht erfährt eine Regionalisierung und starke ordnungsrechtliche Ausprägung. Internationale Großunternehmen forcieren die Ressourcenwirtschaft, liefern sich im Abfallmarkt aber einen Preiskampf. Zur Gewährleistung der Daseinsvorsorge kommt es zu einer stärkeren Re-Kommunalisierung der Abfallwirtschaft. Bei moderater Konjunktur in Deutschland und der Welt sind die Folgen des Klimawandels und anderer Umweltprobleme dramatisch.
- Szenario 4: Sustainability last: Tagespolitik statt Strategie - Abfall als lästiges Übel: Bei schlechter konjunktureller Lage reagiert die Umweltpolitik nur auf tagespolitische Herausforderungen und hat wenig Nachhaltigkeitsbezug. Die Abfallwirtschaft ist weitgehend liberalisiert, die Entsorgungsstrukturen sind ineffizient. Klimawandel und andere Umweltprobleme sind zwar vorhanden, werden aber kaum wahrgenommen oder gänzlich ignoriert. Sie sind kein Thema der öffentlichen Diskussion.

## 5 ABFALLSTRÖME UND KOSTEN

Die Auswirkungen der Szenarien auf die wichtigsten Stoffströme und Entsorgungsstrukturen der Bayerischen Siedlungsabfallwirtschaft wurden in einer Stoffstromwerkstatt abgeschätzt.

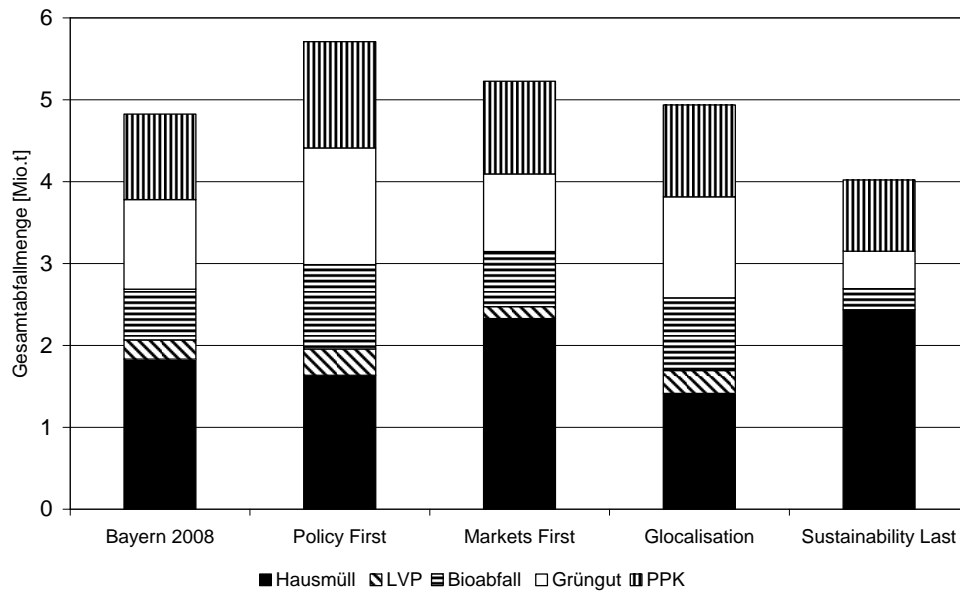


Abb. 1: Abfallströme in Szenarien, absolut. Angaben für Bayern 2008 nach (LfU 2009).

Diese Stoffflusszenarien wurden in einer Ökoeffizienzanalyse auf ihre Umwelt- und Kostenwirkungen hin untersucht. Abb. 2 zeigt für jedes Szenario die absoluten Gesamtkosten für die Entsorgung der jeweils anfallenden Abfallmenge. Zusätzlich sind die Beiträge der einzelnen Entsorgungswege und der Erfassung zu den Gesamtkosten jedes Szenarios dargestellt.

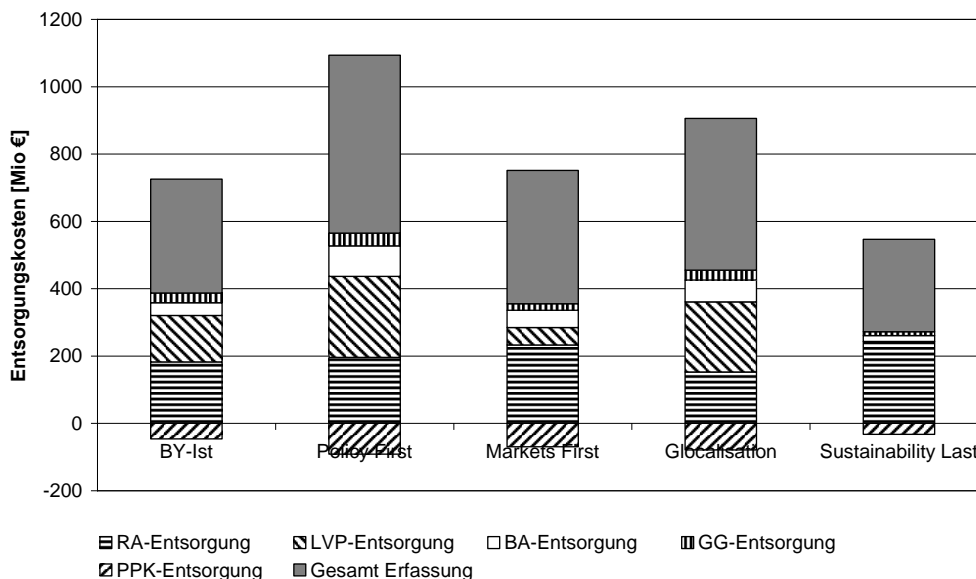


Abb. 2: Absolute Kosten für die Entsorgung der jeweils erfassten Gesamtabfallmenge spezifiziert nach den Beiträgen aus den relevanten Sektoren. Negative Kosten sind Erlöse.

Die folgende Abbildung zeigt die Ökoeffizienz der Szenarien:

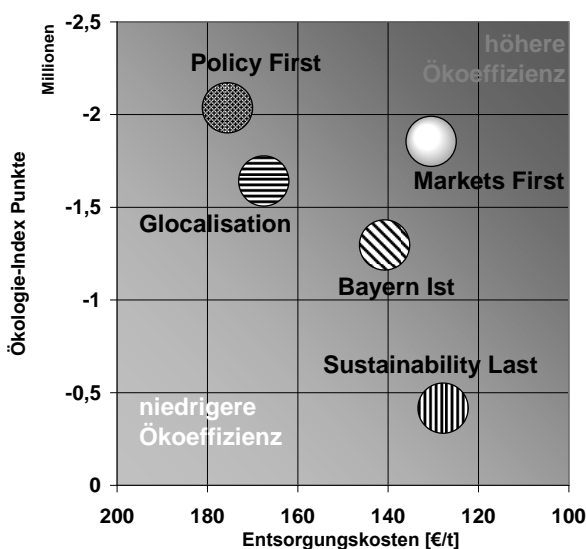


Abb. 3: Ökoeffizienz-Portfolio der untersuchten Szenarien. Ökologie-Index < 0 bedeutet Umweltentlastung. Ökologie-Index > 0 bedeutet Umweltbelastung.

Ein direkter Ökoeffizienzvergleich der Szenarien ist nur eingeschränkt möglich weil jeweils das gesamte Einflussfaktoren-Set berücksichtigt werden muss. So unterscheidet nicht nur die geringe politische Bedeutung von Umweltfragen das Szenario „Sustainability last“ vom Szenario „Policy first“, sondern auch die seit längerem ausgesprochen schlechte konjunkturelle Lage.

## 6 WIE NUTZT MAN SZENARIEN?

Die Szenarien bieten eine solide Basis für die Entwicklung abfallwirtschaftlicher Strategien. Sie können von Behörden und Kommunen in Bayern, Deutschland und Europa sowie von Unternehmen und Verbänden der entsorgenden und produzierenden Wirtschaft zur Entwicklung oder Überprüfung eigener mittel- bis langfristiger Strategien genutzt werden.

Am einfachsten können die Szenarien anhand folgender Instruktion genutzt werden:

Wählen Sie ein Szenario aus und versetzen Sie sich gedanklich in diese Zukunftswelt. Überlegen Sie nicht, wie wahrscheinlich sie Ihnen erscheint oder ob sie wünschenswert ist. Setzen Sie sich dieser Zukunftswelt ernsthaft aus. Sollte Ihnen etwas nicht plausibel erscheinen, dann suchen Sie eine Erklärung: Wie könnte es dazu gekommen sein? Wenn Sie gut mit dem Szenario vertraut sind, beantworten Sie sich Fragen wie die folgenden:

- Welche Schwächen und Stärken haben wir in dem Szenario?
- Wo liegen unsere Chancen und Risiken?
- Welchen Einfluss haben wir und andere Beteiligte?
- Welchen Konkurrenten oder Gegnern nutzen die Szenarien?
- Wie ändern sich die Interessenlagen unserer Partner und Gegner?
- Welche kurz- und mittelfristigen Maßnahmen empfehlen sich für uns?

Wenn Sie so ein Szenario nach dem anderen durchgespielt haben, werden Sie feststellen, dass Sie Zusammenhänge besser verstehen. Sie werden bemerken, dass einige Ihrer Schwächen und Stärken, Ihrer Risiken und Chancen für alle Szenarien wichtig sind. Sie werden einen neuen Blick auf Ihre Konkurrenten und Partner gewinnen. Und: Sie können prüfen, wie robust Ihre längerfristigen Planungen gegenüber Änderungen der Rahmenbedingungen sind.

Die Schlüsselfaktoren und ihre Ausprägungen sind aber auch als Szenarienbaukasten nutzbar. So kann das aus der eigenen Sicht wahrscheinlichste Szenario konstruiert und zur Grundlage der Strategieentwicklung gemacht werden. Politische Institutionen und Wirtschaftsverbände können beeinflussbare von nicht beeinflussbaren Schlüsselfaktoren unterscheiden, Zielszenarien entwickeln und auf Grundlage einer Akteursanalyse Maßnahmen konzipieren.

## 7 FAZIT

Unter Einbindung von 60 Experten wurden vier robuste und konsistente Szenarien entwickelt, die mögliche Zukünfte der bayerischen Abfallwirtschaft im Jahr 2030 beschreiben. Die Ergebnisse bieten vielfältigen Nutzen für die Fortentwicklung einer strategisch ausgerichteten Abfallwirtschaft. Sie erlauben Einblicke in mögliche Zukünfte der Abfallwirtschaft, die über die übliche Trendabschätzung zu wenigen isolierten Einflussfaktoren weit hinausreichen.

Ob diese Szenarien eintreffen wissen wir nicht, aber sie sind viel belastbarer als die bruchstückhaften und diffusen Vorstellungen von Zukunft, die jeder selbst im Kopf hat. In der Praxis werden langfristige Strategien meist ohne robuste Grundlage entwickelt. Diese fundierten Szenarien sind eine mächtige Basis für die Strategieentwicklung. Sie helfen, Fehler zu vermeiden, die bei der längerfristig angelegten strategischen Planung häufig gemacht werden. Dazu gehört etwa ein zu enger Blickwinkel, die Konzentration auf wenige vertraute Einzelfaktoren und Zusammenhänge oder die unkritische Verlängerung der Gegenwart in die Zukunft.

Die Auseinandersetzung mit den Szenarien hilft, Zusammenhänge im Gesamtsystem Abfallwirtschaft einmal mit anderen Augen zu betrachten und so besser zu verstehen. Durch den Zeitraum von 20 Jahren verlieren in ihrer Bedeutung oft überschätzte aktuelle Trends und Debatten ihre Dominanz. Die Szenarien und die Schlüsselfaktoren sind damit eine sehr gute Basis für Planungen, die über Zeiträume von 5 oder 10 Jahren hinausgehen.

Eine Zusammenfassung der wichtigsten Ergebnisse findet sich in der Broschüre „Die Zukunft der bayerischen Abfallwirtschaft“ des Bayerischen Staatsministeriums für Umwelt und Gesundheit (kostenlos erhältlich unter [www.bestellen.bayern.de](http://www.bestellen.bayern.de)).

Eine ausführliche Darstellung der Ergebnisse findet sich in (Kreibe 2011).

## LITERATUR

- Kreibe, S., Schneider, M., Müller, S., Pitschke, T. & Bösch, S. (2012) Die Abfallwirtschaft im Jahr 2030 *bifa Text Nr. 57*, Augsburg, Deutschland.
- LfU (2009) Bayerisches Landesamt für Umwelt Abfallwirtschaft – Hausmüll in Bayern, *Bilanzen 2008*. Augsburg, Deutschland: Bayerisches Landesamt für Umwelt.

# Einflussfaktoren und Modellierung des Rohstoffsystems Kupfer

I. Gröticke & S. Gäth

*Professur für Abfall- und Ressourcenmanagement, Justus-Liebig-Universität Gießen, Deutschland*

**KURZFASSUNG:** Seit Beginn der Industrialisierung fand der Rohstoff Kupfer eine breite Anwendung und zählt neben Eisen und Aluminium zu den drei wichtigsten Industrierohstoffen weltweit. In der Vergangenheit wurde dieses Metall besonders von den Industriestaaten nachgefragt. Rund ein Fünftel der Weltbevölkerung konsumieren rund 75 % der weltweit gewonnenen Rohstoffe. Diese Entwicklung wird zukünftig allerdings eine Umkehrung erfahren. Durch zunehmendes Bevölkerungswachstum besonders in den weniger entwickelten Regionen und dort steigendem Wirtschaftswachstums und Zunahme des Wohlstandes wird der Metallkonsum, insbesondere von Kupfer, wachsen. Bei dieser Entwicklung wird neben Angebot und Nachfrage die Preisentwicklung an den weltweiten Metallbörsen eine wichtige Triebfeder darstellen. Besonders die vergangenen und aktuellen großen Volatilitäten deuten auf steigende Preise hin. Dabei sind wichtige Einflussfaktoren die Knappheit der betreffenden Rohstoffe, das Gleichgewicht von Angebot und Nachfrage einhergehend mit weltweiten Lagerbeständen, soziale wie auch politische Geschehnisse und Erwartungen von Experten und Analysten. Mithilfe des System Dynamics Ansatzes soll das äußerst dynamische und komplexe System Kupfer anhand von empirischen Daten kalibriert und validiert sowie ein Ausblick in die Zukunft mittels Szenarien modelliert werden.

## 1 EINLEITUNG

Aktuelle verbraucht rund ein Fünftel der Weltbevölkerung etwa 75 % der Ressourcen (The World Bank Group 2006). Dieses Ungleichgewicht wird besonders deutlich bei der Betrachtung des momentanen pro-Kopf-Metallverbrauchs eines Amerikaners von 10,7 kg und dessen eines Inders von lediglich 0,24 kg. Von besonderer Bedeutung hat hierbei der Faktor Bevölkerung und die dazugehörigen Wachstumsprognosen. Demnach stellen die Industriestaaten in der Vergangenheit und Gegenwart eine entscheidende Rolle bezüglich der Nachfrage auf den weltweiten Rohstoffmärkten dar. Zukünftig dürfte sich dieser Trend jedoch umkehren und die sogenannten BRICS-Staaten (Brasilien, Russland, Indien, China und Südafrika) werden eine treibende Kraft ausüben. Der globale Bedarf an Rohstoffen wie Kupfer, Eisen, Aluminium wird aufgrund eines Ausbaus der Infrastruktur und Telekommunikation sowie einer zunehmenden Urbanisierung stark steigen (UNEP 2011). Prognosen der UN gehen davon aus, dass bis 2100 über 9 Mrd. Menschen die Erde besiedeln, wovon etwa 8 Mrd. aus weniger entwickelten Ländern kommen werden (UN 2004).

Die weltweite Autoflotte könnte nach Expertenmeinung bereits in 40 Jahren um das 7,2-fache auf über 4 Mrd. Autos angestiegen sein (International Transport Forum, OECD 2011). Der damit einhergehende Verbrauch an Metallen, Energie und Know-how dürfte auf ein Vielfaches des heutigen Stands ansteigen.

Bei Betrachtung der weltweit bisher entdeckten Reserven für Metall- und Energierohstoffe wird deutlich, dass bei einigen eine merkliche Verknappung innerhalb der kommenden 50 Jahren stattfinden wird (Brown & Rodenburg 2005). Demnach könnten die bisher explorierten Vorkommen an Zink, Blei, Kupfer, Nickel, Rohöl oder Uran bis dahin zu Ende gehen und somit nicht mehr als Primärmaterial zur Verfügung stehen. Ein Deutscher „verbraucht“ im Laufe sei-

nes Lebens (80 Jahre, Stand 2008) durchschnittlich rund 105 Mg Mineralöl, 95.000 m<sup>3</sup> Erdgas, 40 Mg Stahl, 3 Mg Aluminium und 2 Mg Kupfer (BGR 2008).

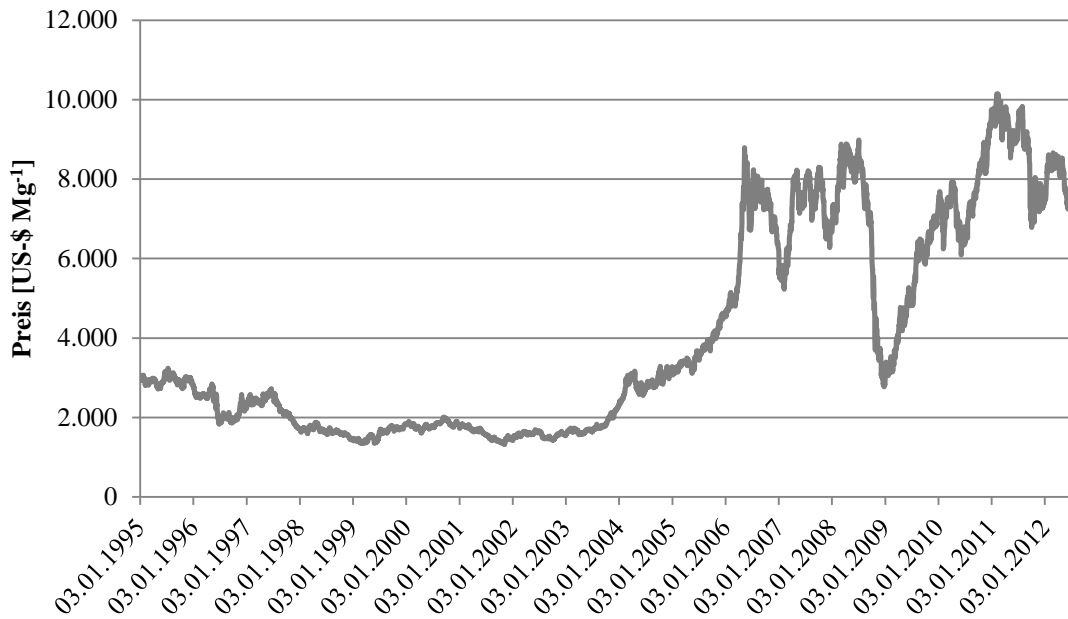


Abb. 1: Preisentwicklung von Kupfer an der London Metal Exchange (LME) seit 3. Januar 1995

Da sich die Preise von Kupfer seit Beginn des neuen Jahrtausends um das Dreifache gesteigert haben und es sich um einen wichtigen Rohstoff für die Industrie handelt, wird dieses Metall besonders in den Fokus gerückt (Abb. 1).

Bei der Betrachtung des Systems Kupfer gilt es wichtige Einflussfaktoren und die dynamischen Zusammenhänge zu verstehen und abbilden zu können, um trotz der großen Komplexität Marktmechanismen zu erkennen und möglicherweise steuern zu können.

## 2 EINFLUSSFAKTOREN

Bei Betrachtung von vergangenen, aktuellen und zukünftigen Preisentwicklungen spielen sowohl das weltweite Angebot und Nachfrage, aber auch Parameter wie Verknappung und Marktentwicklungen eine entscheidende Rolle (Papp et al. 2008). Tab. 1 zeigt eine Auswahl an Einflussfaktoren und ihre kurz-, mittel- und langfristige Wichtigkeit auf die Preisentwicklung.

Tab. 1: Einflussfaktoren der Preisentwicklung von Rohstoffen und deren kurz-, mittel- und langfristigen Wichtigkeit (eigene Darstellung).

Einflussfaktor	kurzfristig	mittelfristig	langfristig
Knappheit	++	++	+++
Angebot-Nachfrage-Balance	+++	+++	+++
Lager- und Verwendungsraten	+	+	+
Aktuelle und erwartete Angebotsstörungen	++	(+)	(+)
Investment Level, Erwartungen	++	(+)	(+)
Globalisierung	(+)	(+)	(+)
Regierung	(x)	(+)	(+)
Geopolitische Geschehnisse	(+)	(+)	(+)
Wachstum	++	++	+++

(+) wenig Bedeutung + wichtig ++ von größerer Bedeutung +++ von größter Bedeutung

## 2.1 Knappheit

Als Maß für Verknappungen von Rohstoffen wird häufig die statische Reichweite, angegeben in Jahren, gewählt. Dabei handelt es sich allerdings lediglich um Momentaufnahmen, die eine absolute Knappheit nicht adäquat widerspiegeln (RWI Essen et al. 2006). Da anhand von steigenden Preisen und technologischem Fortschritt der Umfang an ökonomisch abbaubaren Reserven zunimmt, wird die Reichweite eines Primärrohstoffes vergrößert, bei sinkenden Preisen erfolgt ein inverser Trend. Seit Jahrzehnten wird deutlich, dass die abbauwürdigen Erzgehalte beispielsweise für Kupfer stark sinken (The World Bank Group 2006). Der Faktor Knappheit spielt kurz- und mittelfristig eine wichtige Rolle, aber vor allem auf lange Sicht besitzt er einen zentralen Stellenwert.

## 2.2 Angebot-Nachfrage-Balance, Lager- und Verwendungsraten

Seit Beginn des chinesischen Wirtschaftsaufschwung im Jahr 1998 werden zunehmend mehr Industriemetalle wie z.B. Kupfer, Stahl und Eisen nachgefragt als auf dem Weltmarkt angeboten werden. Defizite in der Angebot-Nachfrage-Balance und der Rückgang von globalen Lagerbeständen sind die Folge, so dass in den vergangenen Jahren historische Lagertiefststände erreicht wurden (Huy 2011, Papp et al. 2008). Vor allem das Gleichgewicht von Angebot und Nachfrage hat bei großen Preisvolatilitäten eine enorme Wichtigkeit.

## 2.3 Aktuelle und erwartete Angebotsstörungen, Investment Level und Erwartungen

Laut Expertenmeinung des International Monetary Funds wird die Beeinflussung von Spekulationen auf die Preisentwicklung an den Börsen mittel- und langfristig als relative gering angesehen (IMF 2011). Angebots- und Nachfragebetrachtungen zeigen, dass sowohl Mineneröffnungen als auch -schließungen sowie unerwartete Ereignisse wie Industrieunfälle, Streiks, gesellschaftliche Unruhen oder Naturkatastrophen, kurzfristig die Preisentwicklung bedingen, jedoch langfristig als eher wenig bedeutend eingestuft werden (Papp et al. 2008, World Bank 2011b).

## 2.4 Globalisierung, Regierung, geopolitische Geschehnisse

Angesichts der Globalisierung sind viele Nationen bei Angebot und Nachfrage von Rohstoffen beteiligt. Veränderungen in Geldwechselgeschäften oder in der Handelspolitik, z.B. durch Einführung von Steuern oder Quoten, können teils drastische Auswirkungen auf die kurzfristigen Preistrends haben (OECD 2008, Papp et al. 2008). Neben politischen Entscheidungen können auch Regulatoren bezüglich des Abbaus oder der Produktion Einfluss nehmen. Zusätzlich sind ökonomische Aspekte wie Rezessionen oder Inflationen nicht zu vernachlässigen. Besonders Unruhen oder kriegerische Auseinandersetzungen können langfristig größere Bedeutung für die Preisentwicklung nach sich ziehen. Allerdings sind die politischen Einflussfaktoren nur schwer zu quantifizieren und vorhersehbar, so dass sie im Rahmen dieser Arbeit prinzipiell wenig Bedeutung haben.

## 2.5 Wachstum

Die nationale und globale ökonomische Entwicklung (BIP etc.) spielt bei Begutachtung von Preistrends eine bedeutende Rolle. Hinzu kommt die Dynamik des regionalen wie auch weltweiten Bevölkerungswachstums und damit resultierende gesellschaftliche Einflüsse, wie Ausbau von Infrastruktur etc.. All diese Parameter deuten auf eine große Wichtigkeit hinsichtlich der zukünftigen Situation auf den weltweiten Rohstoffmärkten hin (OECD 2008; Papp et al. 2008). Experten gehen davon aus, dass 2050 China mit einem jährlichen BIP von über 70 Billionen US-Dollar Spitzenreiter der Weltwirtschaft, gefolgt von den USA mit knapp 39 Billionen US-Dollar und Indien mit 38 Billionen US-Dollar, sein wird (Goldman Sachs 2007).

Wie Abb. 2 verdeutlicht, liegt ein klarer Zusammenhang zwischen der Entwicklung des BIPs und beispielsweise des Kupferpreises vor. Somit ist davon auszugehen, dass bei Wachstum der Weltwirtschaft die Rohstoffpreise diesem Trend folgen werden.

Da in den kommenden Jahrzehnten der Anteil an Menschen, die in Schwellen- und Entwicklungsländern leben, stark ansteigen wird, deutet dies ebenfalls auf einen zunehmenden Bedarf an Industriemetallen etc. hin (UN 2004). Experten gehen daher davon aus, dass bis 2050 der weltweite Rohstoffbedarf um dem Faktor 3 ansteigen wird.

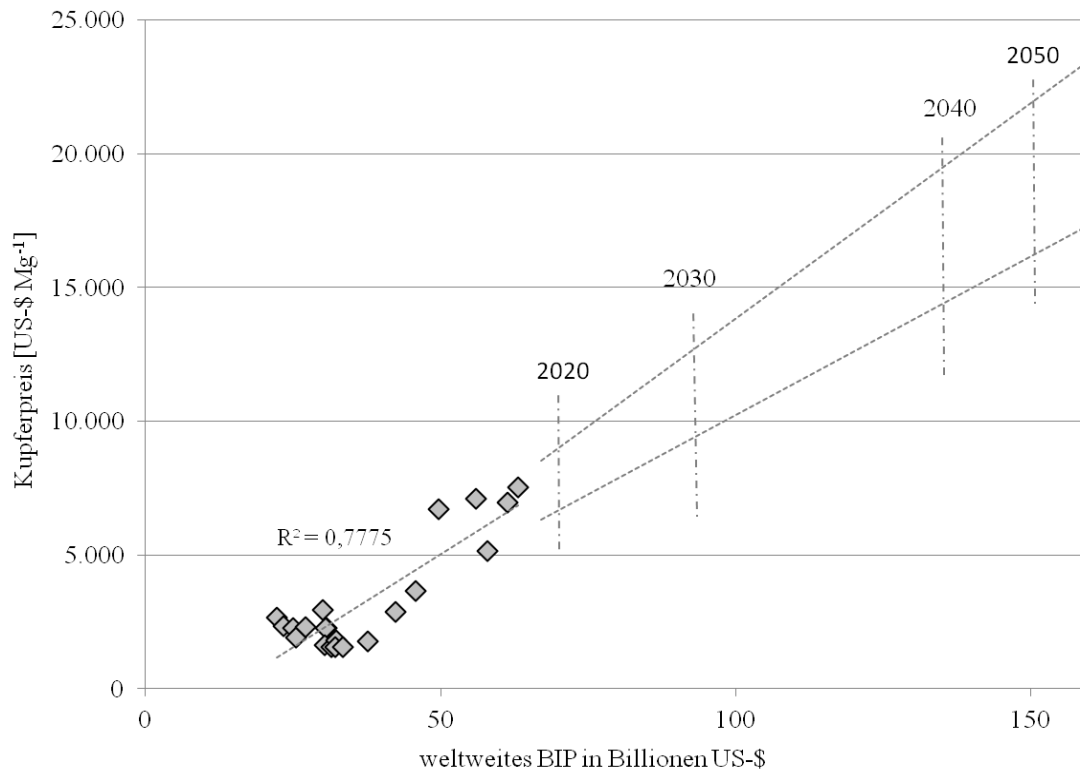


Abb. 2: Zusammenhang zwischen der Entwicklung des weltweiten BIPs und des Kupferpreises von 1990 bis 2011 sowie Prognose bis zum Jahr 2050 (eigene Darstellung)

### 3 SYSTEM KUPFER

Bei Betrachtung des dynamischen und komplexen Systems Kupfer wird einerseits die Angebots- sowie die Nachfrageseite analysiert (Abb. 3). Der Preis auf dem Weltmarkt bzw. an den Börsen bildet sich aufgrund dieser Balance. Das globale Kupferangebot setzt sich aus dem aus Minen abgebauten und raffinierten Kupfer sowie des aus Schrott recycelten Kupfers zusammen. Das Angebot an Primärkupfer wird stark durch die bisher explorierten Vorkommen sowie dem zukünftigen technologischen Fortschritt, dem erwarteten Preis und der Entwicklung von Energiepreisen geprägt. Bisherige Ressourcen werden dann zu ökonomisch und technisch abbauwürdigen Reserven. Sekundärkupfer hat nur geringfügige Qualitätsminderungen, verbraucht allerdings ein Vielfaches weniger an Energie als bei der Produktion des Primärmaterials nötig ist. Der Anteil an wiedergewonnenem Kupfer wird durch die Recyclingquote bestimmt. Kupfer in Produkten, welches in der Vergangenheit bzw. aktuell nicht in den Stoffkreislauf zurückgeführt wird, könnte zukünftig durch landfill mining wieder nutzbar gemacht werden. Die Recyclingquoten richten sich nach dem Stand der Technik, aber auch die Preisentwicklung spielt hierbei eine entscheidende Rolle. Das auf dem Markt angebotene Kupfer wird in unterschiedlichen Mengen in Produkten wie Kabeln, Konstruktionsmaterialien, im Transportsektor oder für Maschinen verwendet. Diese Produkte in Gebrauch spiegeln somit gleichzeitig die globale Nachfrage wider. Zu den wichtigsten Faktoren zählen die Entwicklung der Weltbevölkerung, vor allem die regionalen Unterschiede und das Bruttoinlandprodukt als Maß für die Wirtschaftskraft. Dieser Parameter hat wiederum großen Einfluss auf den spezifischen Pro-Kopf-Konsum. Technologischer Fortschritt, Innovationen und Substitution von Kupfer sind weitere Stellgrößen, die Auswirkungen auf die Kupfernachfrage haben. Speziell die Preisentwicklung von Kupfer und den Substituten haben einen erheblichen Einfluss auf das gesamte System.

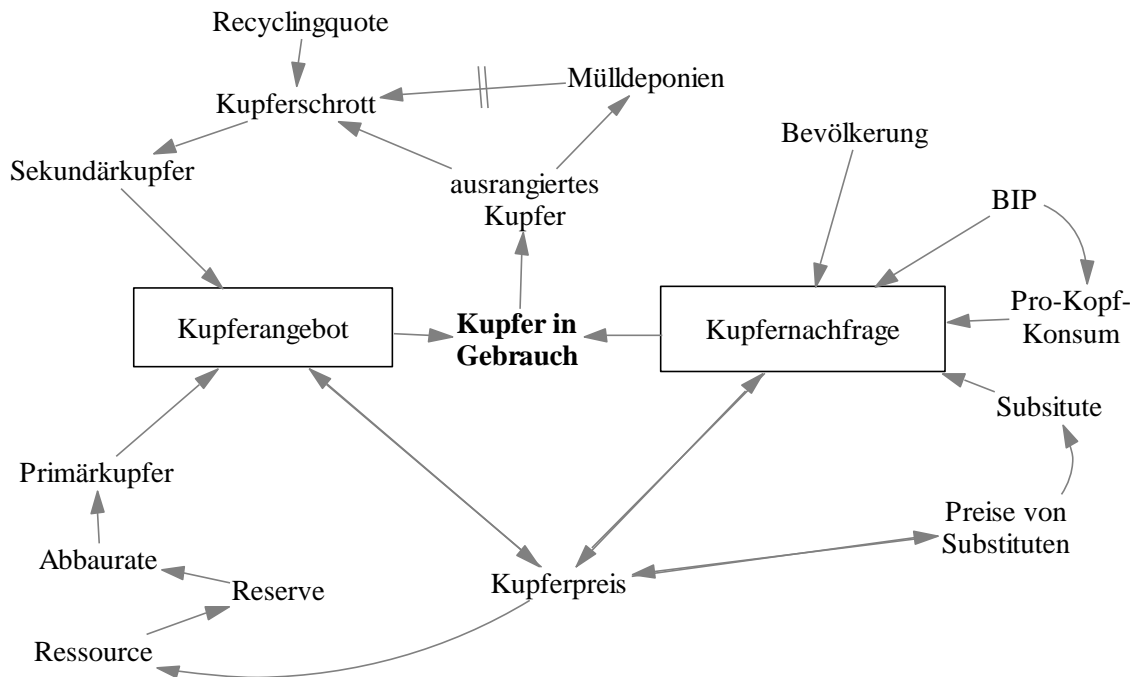


Abb. 3: Causal loop diagram des System Kupfers (eigene Darstellung)

#### 4 ZUSAMMENFASSUNG

Besonders Knappheit, die Angebot-Nachfrage-Balance und das weltweite Wachstum werden die Triebfedern der zukünftigen Preisentwicklung von Rohstoffen sein (Tab. 1). Bei der Berechnung von plausiblen Szenarien ist es von großer Bedeutung die Zusammenhänge und Ursache-Wirkungsweisen eines Systems in der Vergangenheit und Gegenwart zu verstehen und zu analysieren. Mithilfe des System Dynamics Ansatzes können Einblicke in das dynamische System Kupfer ermöglicht werden, so dass ein möglichst umfassendes Verständnis dargelegt werden wird. Die Bevölkerung und das Weltwirtschaftswachstum sind starke Treiber bezüglich der Kupfer nachfrage und des -angebots und somit der Preisentwicklung.

Bei ökonomischen Fortschritten fokussieren sich Länder besonders auf den Ausbau von Infrastruktur z.B. Straßen, Gebäude, Telekommunikation etc. (OECD 2008). Die Bevölkerung konsumiert mit steigendem Wohlstand mehr langlebige Güter, so dass die Nachfrage nach mineralischen Rohstoffen ansteigt. Somit ist langfristig davon auszugehen, dass sowohl der Verbrauch als auch die Preise, bei knapper werdenden Ressourcen, steigen werden (Papp et al. 2008, World Bank 2011a).

#### LITERATUR

- BGR (2008) *Mineralische Rohstoffe*. Internet Zugriff (5.6.2011) [http://www.bgr.bund.de/DE/Themen/Min\\_rohstoffe/min\\_rohstoffe\\_node.html](http://www.bgr.bund.de/DE/Themen/Min_rohstoffe/min_rohstoffe_node.html).
- Brown, W.M. & Rodenburg, E. (2005) The Meaning of Scarcity in the 21<sup>st</sup> Century: Drivers and Constraints to the Supply of Minerals Using Regional, National and Global Perspectives. *Open-File Report 02-333*. Reston, Virginia, USA: USGS.
- Goldman Sachs (2007) More Than an Acronym, *Global Economics Paper No: 153 - The N-11*.
- Huy, D. (BGR) (2011), *Anfrage Rohstoff-Daten*, E-Mail an BGR vom 23.Juli 2011.
- IMF (International Monetary Fund) (2011) *World Economic Outlook - Slowing Growth, Rising Risks. World Economic and Financial Surveys*. Washington, USA.
- International Transport Forum (2011) *Highlights of the International Transport Forum 2011 - Transport for Society*. Paris, Frankreich: International Transport Forum.
- OECD (2008) *OECD Environmental Outlook to 2030*. Paris, Frankreich: OECD.



- Papp, J., Bray, L., Edelstein, D., Fenton, M., Guberman, D., Hedrick, J., Jorgenson, J., Kuck, P., Shedd, K. & Tolcin A. (2008) Factors that influence the price of Al, Cd, Co, Cu, Fe, Ni, Pb, Rare Earth Elements, and Zn. *Open-File Report 2008-1356*, USGS, Reston, Virginia.
- RWI Essen, ISI und BGR (2006) *Trends der Angebots- und Nachfragesituation bei mineralischen Rohstoffen*. Endbericht – Forschungsprojekt Nr. 09/05 des Bundesministeriums für Wirtschaft und Technologie
- The World Bank Group (2006) Background Paper – The Outlook for Metals Markets Prepared for G20 *Deputies Meeting* Sydney 2006. Washington, USA: The World Bank Group.
- UN (2004) *World Population to 2030*. New York, USA: United Nations.
- UNEP (2011) Decoupling Natural Resource Use and Environmental Impacts from Economic Growth. *A Report of the Working Group on Decoupling to the International Resource Panel*. Paris, Frankreich: UNEP.
- World Bank (2011a) Prospects for the Global Economy - China, global metal demand, and super-cycle hypothesis. *Global Economic Prospects*.
- World Bank (2011b) Prospects for the Global Economy - Strong demand from developing countries is driving up prices of extractive commodities.

## Ist die Abfallwirtschaft (noch) am Ende?

H. Klampfl-Pernold, G. Schmidt & M. Heigl

*Saubermacher Dienstleistungen AG, Feldkirchen bei Graz, Österreich*

**KURZFASSUNG:** Die Abfallwirtschaft ist jene Branche, die klassischerweise am Ende unseres Wirtschaftssystems angesiedelt ist. In dieser Position und ihrer Funktion, den ineffizienten Umgang unserer Gesellschaft mit Ressourcen auszugleichen und die Auswirkungen auf Mensch und Umwelt möglichst gering zu halten, schaffen wir gleichzeitig die Legitimierung jeglicher Ressourcenverschwendung. Die Zielsetzung zur Schaffung einer Recyclinggesellschaft kann allerdings nur bedeuten, dass Funktionen der Abfallwirtschaft nicht am Ende, sondern vielmehr an allen Ecken und nicht vorhandenen Enden der (Produkt-)Lebenszyklen wahrgenommen werden. Damit scheint die Entwicklung einer Abfallwirtschaft, die am Ende angesiedelt ist, selbst bereits am Ende zu sein. Stärker denn je zeigen uns die aktuellen gesellschaftlichen Herausforderungen (steigender Ressourcenbedarf, globale Erderwärmung, ineffiziente globale Stoffkreisläufe, etc.), dass es nicht mehr ausreicht nur am Ende anzusetzen.

### 1 EINLEITUNG

In einer reifen Branche, wie der Abfallwirtschaft, verschieben sich die Faktoren, die als zentrale Erfolgsvoraussetzungen gelten, in Richtung Schnelligkeit, Flexibilität, Früherkenntnis und Interiorisierung der Marktsignale sowie der Vorwegnahme der Bedürfnisse und Erwartungen der AbnehmerInnen und somit wird die organisationale Fähigkeit, die Unternehmensumwelt aufmerksam zu beobachten und wahrzunehmen zum Schlüssel der unternehmerischen Vorausschau (Hinterhuber 2004). Es geht hierbei weniger um die Sicherstellung des Überlebens und des Wachstums einer Organisation, sondern vielmehr um den Aufbau, Erhalt und die Ausnutzung bestehender und zukünftiger Erfolgspotenziale (Alson & Oner 2004).

Der Übergang zur Reife wird hinsichtlich der Wettbewerbsstruktur der Branche von einigen relevanten Veränderungen begleitet. Angefangen bei einem verlangsamten Wachstum, das sich auch in einem stärkeren Wettbewerb um Marktanteile niederschlägt, der Konzentration der WettbewerberInnen auf Kosten und Service, dem notwendigerweise vorsichtigeren Ausbau von Kapazitäten und Personal, der schwierigeren Ausgangslage zur Entwicklung von neuen Produkten und Anwendungen, der Zunahme des weltweiten Wettbewerbs bis hin zum zeitweisen bzw. dauerhaften Sinken der Branchengewinne, werden die WettbewerberInnen vor neue Herausforderungen gestellt (Porter 2008).

Dabei steht die Einordnung der Abfallwirtschaft in eine reife Branche mit hohem Entwicklungsstand keinesfalls im Widerspruch mit der aktuell wiederum aufkommenden Dynamik der Branche. Vielmehr ist die Branche an einem Punkt angelangt, an dem über den zukünftigen Stellenwert der Abfallwirtschaft entschieden wird. Innovationen sind hierbei nicht nur in der Lage den Punkt der Reife einer Branche hinauszuzögern oder zu verschieben. Stärker denn je geht es darum, die gewohnten Grenzen der Branche zu verschieben und diese wieder in eine erneute Expansionsphase zu führen. Hieraus lässt sich erkennen, dass der Übergang zur Reife einer Branche für die BranchenteilnehmerInnen eine durchaus als kritisch zu bezeichnende Phase darstellt, deren Konsequenzen strategische Reaktionen und Entscheidungen aufwerfen, die wiederum auch die Organisationsstruktur der bestehenden BranchenteilnehmerInnen betreffen.

Aus der Sicht der Chancen erweitert sich das Geschäftsfeld der in der Abfallwirtschaft tätigen Unternehmen durch die Produktion entsprechend nachgefragter Sekundärrohstoffe, die ihre

betriebswirtschaftliche Bedeutung vor allem dadurch erlangen, dass sie Primärrohstoffe ersetzen und Kosten sparen (Simon 2006). Große Teile der gesammelten Abfälle verlieren somit durch die Wertschöpfungsprozesse der Abfallwirtschaft immer stärker ihre Abfalleigenschaft. Dies zeigt sich auch darin, dass bei einer steigenden Zahl von Materialien (z.B. Papier, Metalle,...) ein Abfallende definiert wird.

## 2 EINE NEUE PHASE DER ABFALLWIRTSCHAFTLICHEN ENTWICKLUNG?

Ausgehend von innovationstheoretischen Modellen wurde die Abfallwirtschaft bereits in Form von konsistenten Entwicklungsphasen beschrieben (Klampfl-Pernold et al. 2006). Konnten in einem ersten Schritt bereits fünf abfallwirtschaftliche Phasen – „Erfassung & ungeordnete Deponierung“, „Geordnete Deponierung“, „Sammellogistik“, „Verwertungslösungen“ sowie „Industrieller Stoffkreislauf“ – identifiziert werden, so zeichnet sich nunmehr die Herausbildung einer sechsten Phase ab. In dieser Phase steht das Thema der Rohstoffbewirtschaftung im Vordergrund, welches weitreichende Konsequenzen nach sich zieht. Seitens der Europäischen Kommission besteht hierzu bereits eine äußerst konkrete Beschreibung eines Szenarios: „Spätestens 2020 wird Abfall als Ressource bewirtschaftet. [...] Mehr und mehr Werkstoffe, besonders solche, die erhebliche Auswirkungen auf die Umwelt haben, und kritische Rohstoffe, werden recycelt. [...] Die energetische Verwertung ist auf nicht recyclingfähige Werkstoffe begrenzt. Deponierungen gibt es praktisch nicht mehr, und ein hochwertiges Recycling ist sichergestellt.“ (Europäische Kommission 2011) Auch seitens der deutschen Bundesregierung werden im Rahmen der Rohstoffstrategie der sparsamere und effizientere Umgang mit Rohstoffen sowie die Bereitstellung dieser Rohstoffe durch Recycling als wesentliche Eckpunkte festgehalten (Faulstich et al. 2011). So ist es das konkrete Ziel bis 2020 65 % der Anfallmenge an Siedlungsabfällen aus Haushalten stofflich zu verwerten.

Die Eckpunkte einer derartigen Entwicklungsphase gehen somit mit der Auflösung des sog. Verwertungsparadoxons (Gelbmann 2010) einher, in dem die gesammelten Abfälle durch die Wertschöpfungsprozesse der Abfallwirtschaft immer stärker ihre Abfalleigenschaft verlieren und es zu einer Vielzahl von Interdependenzen mit anderen Industriezweigen und Branchen kommt. Ein wachsender Teil der Abfallwirtschaftsbranche ist damit nicht mehr am Ende der Wertschöpfungsstufen, sondern vielmehr an allen „Ecken und nicht vorhandenen Enden“ der unterschiedlichsten Produktlebenszyklen angesiedelt. Primär- und Sekundärrohstoffmärkte wachsen zusammen. Abfall existiert nur in Randbereichen. Märkte und Preise spiegeln den Wert der Energie- und Rohstoffinhalte wider. Das Verwertungsparadoxon löst sich auf und Abfälle sind Produkte/Rohstoffe, die über einen positiven Preis verfügen und deren man sich nicht entledigen will!

In diesem Sinne steht die Abfallwirtschaftsbranche am Übergang einer dienstleistungsorientierten Branche, bei der die Sammlung und Entsorgung bzw. über die Jahre hinweg auch verstärkt die Verwertung der Abfälle im Vordergrund stand, hin zu einer produktionsorientierten Branche, bei der die Bereitstellung von Rohstoffen für die Industrie und das produzierende Gewerbe im Vordergrund stehen. Im Zentrum der zukünftigen Abfallwirtschaft steht somit die „Organisation von Rohstoffströmen innerhalb der einzelnen Wertschöpfungsstufen“ entlang des gesamten Produkt- und Dienstleistungslebenszyklus. Letztendlich „werden die Gewinnung und der Vertrieb von Sekundärrohstoffen die bisherige Entsorgungsdienstleistung als wichtigste unternehmerische Wertschöpfung ablösen.“ (Faulstich et al. 2011) Die klassischen Abfallwirtschaftsunternehmen gelangen damit an ihr Ende.

## 3 DIE JOBS EINER NEUEN ABFALLWIRTSCHAFT

In der Innovationsforschung stehen seit einigen Jahren sog. Jobs im Mittelpunkt des Interesses (hierzu und im Folgenden Ulwick 2005). Hierunter werden Aufgaben verstanden, die über den Zeitablauf bestehen bleiben, während sich die Lösungen mit zunehmender Geschwindigkeit verändern und idealerweise verbessern. KundInnen kaufen Produkte oder nehmen Dienstleistungen in Anspruch, um unterschiedlichste Aufgaben zu erfüllen. Es handelt sich dabei um Aufgaben mit funktionalen Dimensionen, die wiederkehrend aufkommen und wahrgenommen

werden müssen. Nahezu alle Produkte und Dienstleistungen sind dazu da, derartige Aufgaben zu erfüllen. Der Fokus liegt somit nicht mehr auf den KundInnen, sondern den Jobs.

In den einzelnen Phasen der abfallwirtschaftlichen Entwicklung, änderte sich hingegen vor allem die Wertigkeit der definierten Aufgaben aufgrund eines wachsenden Problembewusstseins (Klampfl-Pernold et al. 2006). Dieses zieht auch immer wieder neue Jobs nach sich, die wiederum unterschiedliche Lösungen und Innovationen hervorrufen. Ähnlich der Parallelität der einzelnen abfallwirtschaftlichen Entwicklungsphasen sind auch die in der Abfallwirtschaft auftretenden Jobs zu verstehen: Im Laufe der Zeit kommen neue Jobs hinzu ohne jedoch die bisherigen Jobs vollständig abzulösen. Diese Entwicklung wird auch bei der näheren Betrachtung auf personeller Ebene sichtbar. Benötigte man früher vor allem LogistikerInnen, kamen später JuristInnen und StoffstrommanagerInnen hinzu. Zukünftig wird es wohl verstärkt ChemikerInnen, CO<sub>2</sub>-ExpertInnen oder auch AnlagentechnikerInnen brauchen. Damit erklären sich auch die Expansivität der Branche sowie das derzeitige Potential vom Stadium einer reifen Branche in eine neue Entwicklungs- bzw. Wachstumsphase zu gelangen. Für die private Abfallwirtschaftsbranche ergibt sich durch die aktuellen Rohstoffversorgungsprobleme die Grundlage für ein gewandeltes Selbstverständnis der Branche, in der die Kernaufgaben (Jobs) zunehmend in der Rohstoffversorgung, der Ressourcenschonung aber auch dem Klima- und Umweltschutz zu finden sind (Rethmann 2011). Bislang war die Abfallwirtschaft im Emissionshandel nicht miteinbezogen. Auch für die dritte Periode, die im Jahr 2013 startet und bis 2020 dauern wird, wurde zwar beschlossen weitere Sektoren einzubeziehen, der Sektor der Abfall bleibt jedoch weiterhin ausgegliedert. Ökonomisch betrachtet ist in der österreichischen Abfallwirtschaft aufgrund des bereits vorherrschenden hohen technischen Standards der Anlagen eine weitere Emissionsreduktion schwer vertretbar und das verbleibende Reduktionspotential ist derart gering, dass es viel effektiver und effizienter ist, bei vorgelagerten Prozessen anzusetzen. Dieser Job kann also nur in einer umfassenden Kooperation mit der restlichen Wirtschaft bewältigt werden.

#### 4 DIE HERAUSFORDERUNGEN EINES GEWANDELTEN SELBSTVERSTÄNDNISSSES

In einem Wirtschafts- und Gesellschaftssystem, in dem sich Abfall immer stärker zu einer wichtigen Rohstoffquelle entwickelt, stellt sich die Frage, inwieweit sich die Abfallwirtschaft zu einer Branche entwickelt hat, die den steigenden Bedarf an Rohstoffen tatsächlich decken kann (Faulstich 2008). Idealerweise würde eine fortgeschrittene Abfallwirtschaft eine Mediationsrolle einnehmen, im Rahmen derer sie Abfallanfall und Ressourcenbedarf mittels Qualitäts- und Mengenmanagement im Gleichgewicht hält (Roth et al. 2010). Im Rahmen der vollständigen Erfüllung ihrer Mediationsrolle, würde die Branche somit zur Lösung des Grundkonflikts zwischen ökonomischer Expansion und ökologischer Begrenzung beitragen (Sachs 2008). Gleichzeitig müsste eine derartige Abfallwirtschaft aber auch in ihrer Transformationsrolle so weit entwickelt sein, dass sie in der Lage ist, die derzeit zwangsläufig anfallende Vielfalt an Abfallarten vollständig zu bestimmten definierten und verwertbaren Qualitäten zusammenzufassen und somit Outputströme zu produzieren, die die geforderten Qualitäten der Industrie erreichen (Roth et al. 2010). Diesem Rollenverständnis folgend gilt es auch die Konsequenzen zu Ende zu denken, um die Frage zu beantworten, ob ein System als nachhaltig bezeichnet werden kann, in dem die Abfallwirtschaft noch immer am Ende angesiedelt wird.

##### 4.1 *Verfügen wir über die richtigen Technologien und das notwendige Know-how?*

Neue Technologien haben im Entwicklungsverlauf der Abfallwirtschaft stets die Innovationsfähigkeit der Branche unterstrichen. Bislang dominieren vor allem mechanische und sensorgestützte Sortier- und Aufbereitungsverfahren die Recyclingwirtschaft, jedoch verlangen Future Wastes verstärkt chemische und metallurgische Aufbereitungsverfahren, um Sekundärrohstoffe möglichst sortenrein zurückzugewinnen zu können (Faulstich et al. 2011). Diese Herausforderung geht weit über die reine Entwicklung von Technologien hinaus, denn es müssen zudem Märkte und vertragliche Beziehungen geschaffen werden, damit das Ziel, Abfall in Rohstoff zu verwandeln, erreicht werden kann (hierzu und im Folgenden Cros 2011). Der Erfolg der Abfallwirtschaftsbranche auf derartigen neuen Märkten setzt neben der Beherrschung neuer Techno-

logien auch die Entwicklung ergänzender Kompetenzen voraus, die in der Abfallwirtschaft jedoch (teilweise) noch nicht vorhanden sind und zeitintensiv aufgebaut werden müssen.

#### 4.2 *Ist Recycling die Lösung zur Bewältigung unserer neuen Jobs?*

Die Europäische Kommission fordert seit einigen Jahren die Realisierung einer Recyclinggesellschaft und sieht die Ausweitung des Recyclings als zentrale Voraussetzung die „Engpässe bei der Versorgung mit Rohstoffen ab[zub]auen, die Wiederverwendung von wertvollen Stoffen [zu] fördern, [...] den für die Rohstoffgewinnung und –verarbeitung nötigen Energieverbrauch und die dabei entstehenden Treibhausgasemissionen [zu] verringern“ (Europäische Kommission 2011). Entgegen dieser Aussage ist es fraglich, ob Versorgungsengpässe bei einer auf quantitatives Wachstum ausgelegten Produktions- und Wirtschaftsweise, wie sie in der industrialisierten Welt und zunehmend in den Schwellenländern praktiziert wird, durch Recycling verringert werden können oder aber lediglich zeitlich verschoben werden (hierzu und im Folgenden Grosse 2011). Die Forderung nach einer Entkoppelung der Wirtschaft von der Materialintensität hat somit zwei Seiten. Zum einen ist im Sinne einer grundlegenden Abkopplung der Gesamtverbrauch an Rohstoffen einzugrenzen und zum anderen ist im Sinne einer relativen Entkopplung die stetige Reduzierung des Anteils an Primärrohstoffen am Gesamtrohstoffverbrauch anzustreben. Recycling als zentrale Forderung der relativen Entkopplung stellt somit eine notwendige aber keinesfalls hinreichende Bedingung dar.

#### 4.3 *Hat die Deponie in einer hochentwickelten Abfallwirtschaft ausgedient?*

Die Verwertung von Abfällen wird letzten Endes vor allem durch wirtschaftliche Faktoren begrenzt. Dazu zählt das Vorhandensein der notwendigen Märkte genauso wie die Erfüllung eines Leistungsversprechens an die AbnehmerInnen der Sekundärrohstoffe hinsichtlich Qualität, Quantität und Kontinuität der Lieferung (Thomé-Kozmiensky 2011).

Erschwerend kommt hinzu, dass Rohstoffpreise keineswegs zwangsläufig hoch sein müssen. Ganz im Gegenteil lag der reale Preisrückgang der zusammengefassten Rohstoffe ohne Erdöl in den letzten 150 Jahren bei etwa 1,5 % p.a. (Weizsäcker 2010). Zeiten niedriger Rohstoffpreise sind somit auch heutzutage nicht auszuschließen und können zu einer Situation führen, in der der „finanzielle Aufwand für die Herstellung stofflich verwertbarer Recyclingprodukte außer Verhältnis zum erzielbaren Preis steht.“ (Thomé-Kozmiensky 2011)

Es scheint, dass auch in einer noch so hoch entwickelten, jedoch am Ende angesiedelten, Abfallwirtschaft, das Erfordernis einer angemessenen Deponierung bestehen bleibt (Cros 2011) und damit auch das Unvermögen der Abfallwirtschaft zeigt, die aus der Entwicklung von Wirtschaft, Gesellschaft und Technik resultierenden Probleme zu lösen (Bertram 2012). Diese Herausforderung kann nur vor der eigentlichen Entledigungsabsicht, der Entstehung des Abfalls, bewältigt werden.

#### 4.4 *Ist die Integration der Abfallwirtschaft das Ende einer ganzen Branche?*

Der Lebenszyklusgedanke wird im Zusammenhang mit abfallwirtschaftlichen Themenstellungen vielfach aufgeworfen und die Erkenntnis, dass die grundlegenden Probleme unseres Wirtschaftssystems nur unter Beachtung des gesamten Lebenszyklus-Spannungsbogens von der Bereitstellung der Rohstoffe über ihre Nutzung in Form von Produkten bis hin zum Recycling gelöst werden können, ist nichts Neues (Kaiser 2011). Es handelt sich dabei um ein großes Wachstumspotential, das sich nicht ausschließlich auf die Abfallwirtschaftsbranche beschränkt, denn es gilt die „Verluste der unterschiedlichen Stoffe branchen- und technologieübergreifend zu identifizieren und grundlegende Ansätze hin zu einer geschlossenen Kreislaufwirtschaft zu entwickeln“ (Faulstich et al. 2011). Auch die Industrie hat an der Lösung dieser Problemstellungen ein wachsendes Interesse, denn die Wirtschaftlichkeit der europäischen Produktionsstandorte wird zukünftig massiv davon abhängen, wie effektiv und in welchem Ausmaß auf Sekundärrohstoffe zugegriffen werden kann (Rethmann 2011). Um die notwendige grundlegende Abkopplung zwischen Ressourcenverbrauch und Wirtschaftswachstum zu bewerkstelligen, ist es unumgänglich der Forderung nach einer größeren Kohärenz zwischen Produktdesign und Abfallpolitik nachzukommen, sodass Produkte, die einer Nachsorge in Form einer Deponierung

erfordern, nicht mehr in Verkehr gelangen (Potočnik 2011). Im Sinne der relativen Entkopplung wird der Sekundärrohstoffmarkt somit national sowie international zunehmen und mittel- bis längerfristig letztendlich die Stellung der Primärrohstoffmärkte übernehmen (Faulstich et al. 2011, Klampfl-Pernold et al. 2010). Auf diesem Weg wird der Wettbewerb zwischen Primär- und Sekundärrohstoffmärkten insbesondere von der Verfügbarkeit, der Wertstoffkonzentration in den gesammelten Abfallmengen sowie der Reinheit der produzierten Outputströme geprägt (Faulstich et al. 2011).

#### 4.5 Weitere Effizienzsteigerung oder Reduzierung der Umweltinanspruchnahme?

Die effiziente Ressourcennutzung wird auf europäischer Ebene als entscheidender Faktor der Wachstums- und Beschäftigungspolitik gesehen (hierzu und im Folgenden Europäische Kommission 2011). Die Steigerung der Produktivität, die Kostenreduktion aber auch die Erhöhung der Wettbewerbsfähigkeit sollen damit bewerkstelligt werden können. In diesem Sinne dreht sich alles um Verringerung, Verbesserung und Optimierung als zentrale Stellschrauben der Effizienzbemühungen. Auf Dauer kann eine derartige Effizienzstrategie allerdings nur zur nachhaltigen Entwicklung unseres Wirtschaftssystems beitragen, wenn die Effizienzgewinne nicht wiederum durch das Wachstum der Produktion und des Konsums aufgezehrt werden (hierzu und im Folgenden Flasbarth 2011).

Vielmehr wäre eine Effektivitätsstrategie notwendig, die auf Grundlage der weltweiten Vernetzung von Stoff- und Energieströmen zu einer absoluten Reduktion unserer Umweltinanspruchnahme führt. Eine derartige Strategie würde die Art des angestrebten Wachstums in eine qualitative Richtung lenken müssen. Erst wenn wir beginnen die richtigen Dinge zu tun, können wir darauf aufbauend lernen die Dinge richtig zu tun. Eine derartige Denkweise erfordert die Integration der Abfallwirtschaft in eine nachhaltige Produktions- und Konsumweise mit dem Ziel, „die Abfallwirtschaft zu einer Quelle für die Beschaffung von Rohstoffen und für die Produktion von Gütern fortzuentwickeln“ ohne jedoch ständig Gefahr zu laufen, die erreichten positiven Effekte „durch eine weltweit exponentiell steigende Nachfrage nach Ressourcen und Konsumgütern aufzuzehren“ (Flasbarth 2011).

## 5 ZUSAMMENFASSUNG

Die uns heute bekannte, wenn auch weit entwickelte Abfallwirtschaft, steht im Hinblick auf ihre aktuellen und zukünftigen Aufgaben (Jobs) vor zentralen Herausforderungen. Eine Weiterentwicklung im Sinne einer Neuausrichtung der Branche kann mittelfristig lediglich bedeuten, die alle Lebenszyklusstufen umfassende Stoffstromgestaltung im Hinblick auf Rohstoffgewinnung, Aufbereitung, Produktion, Konsum & Nutzung bis hin zur Aufbereitung & Behandlung in ein integratives Verhältnis zueinander zu bringen (Flasbarth 2011).

Die klassische, wenn auch hoch entwickelte, Abfallwirtschaft ist damit an ihrem Ende angelangt, denn Abfallwirtschaft findet nicht mehr am Ende statt, sondern wird im Sinne einer Rohstoffbewirtschaftung zunehmend an allen Ecken und nicht vorhandenen Enden der verschiedenen Lebenszyklusstufen wahrgenommen. Aus dieser Sichtweise ergibt sich eine Vielzahl an möglichen Erweiterungen der Geschäftsfelder einer Abfallwirtschaftsbranche, die mit der bisherigen wichtigsten unternehmerischen Wertschöpfung, der Entsorgungsdienstleistung, am Ende ihrer Entwicklung angelangt ist. Die Fähigkeit der Abfallwirtschaftsbranche zum Aufbau, Erhalt und die Ausnutzung der bestehenden und zukünftigen Erfolgspotentiale entscheidet somit mehr denn je über ihren Stellenwert in einem nachhaltigen Wirtschafts- und Gesellschaftssystem.

## LITERATUR

Alsan, A. & Oner, M. A. (2004) Comparison of national foresight studies by integrated foresight management model. In: *Futures* 36, 2004, pp. 889-902.

- Bertram, H.-U. (2012) Ist eine Null-Abfallgesellschaft erstrebenswert? In: Thomé-Kozmiensky, K.J. & Goldmann, D. (Hrsg.): *Recycling und Rohstoffe* – Band 5. Neuruppin: TK Verlag Thomé-Kozmiensky. S. 221-242.
- Cros, C. (2011) Aus Abfall wird Rohstoff – eine globale Aufgabe. In: Kurth, P. & Baum-Rudischhauser, A. (Hrsg.): *Ressource Abfall – Entwicklung, Bedeutung und Zukunft der Entsorgungswirtschaft*. Neuruppin: TK Verlag Karl Thomé Kozmiensky. S. 422-433.
- Europäische Kommission (2011) *Mitteilung der Kommission – Fahrplan für ein ressourcenschonendes Europa*, KOM(2011)571 endgültig. Brüssel, Belgien.
- Faulstich, M. (2008) Abfallwirtschaft im Sinne des Wortes. In: *Müll und Abfall* 11/2008, S. 545.
- Faulstich, M., Müller, J. & Herms, M. (2011) *Systemansätze für eine industrielle Kreislaufwirtschaft*. In: Kurth, P. & Baum-Rudischhauser, A. (Hrsg.): *Ressource Abfall – Entwicklung, Bedeutung und Zukunft der Entsorgungswirtschaft*. Neuruppin: TK Verlag Karl Thomé Kozmiensky. S. 151-165.
- Flasbarth, J. (2011) Die Recycling-Gesellschaft - Herausforderungen für Industrie und Politik. In: Kurth, P. & Baum-Rudischhauser, A. (Hrsg.): *Ressource Abfall – Entwicklung, Bedeutung und Zukunft der Entsorgungswirtschaft*. Neuruppin: TK Verlag Karl Thomé Kozmiensky. S. 319-330.
- Gelbmann, U. (2010) Müll ist Materie am falschen Ort. Zum Verwertungsparadoxon in der Abfallwirtschaft. In: Wagner, A. (Hrsg.): *Abfallmoderne. Zu den Schmutzrändern der Kultur*. Berlin, Deutschland: Lit Verlag. S. 97-111.
- Grosse, F. (2010) Is recycling “part of the solution”? The role of recycling in an expanding society and a world of finite resources. In: *S.A.P.I.E.N.S [Online]*, 3.1 | 2010.
- Hinterhuber, H. H. (2004) *Strategische Unternehmensführung – Ziele und Rahmenbedingungen für die Funktionsbereiche*. Berlin/New York, de Gruyter.
- Kaiser, R. (2011) ProgRess: Das deutsche Ressourceneffizienzprogramm 2011. In: Thomé-Kozmiensky, K.J. & Goldmann, D. (Hrsg.): *Recycling und Rohstoffe* – Band 4. Neuruppin: TK Verlag Thomé-Kozmiensky. S. 23-36.
- Klampfl-Pernold, H., Pomberger, R. & Schmidt, G. (2010) Das Kapazitätenmodell zur Markteinschätzung von Sekundärrohstoffen. In: Lorber, K.E. et al. (Hrsg.): *DepoTech 2010*, Tagungsband zur 10. DepoTech-Konferenz, Montanuniversität Leoben, Österreich, 3. – 5. November 2010. Leoben, Österreich: IAE Eigenverlag. S. 147-152.
- Klampfl-Pernold, H. & Gelbmann, U. (2006) *Quantensprünge in der Abfallwirtschaft – Entwicklung eines innovationsorientierten Phasenmodells der europäischen Abfallwirtschaft*. Aachen, Shaker Verlag.
- Porter, M. E. (2008) Wettbewerbsstrategie – Methoden zur Analyse von Branchen und Konkurrenten. Frankfurt/Main, Campus-Verlag.
- Potočnik, J. (2011) Ressourceneffizienz als strategisches Ziel für ein wettbewerbsfähiges und autarkes Europa. In: Kurth, P., Baum-Rudischhauser, A. (Hrsg.): *Ressource Abfall – Entwicklung, Bedeutung und Zukunft der Entsorgungswirtschaft*. Neuruppin: TK Verlag Karl Thomé Kozmiensky. S. 311-316
- Rethmann, N. (2011) Lokal zu global – Neue Märkte für private Umweltdienstleister. In: Kurth, P. & Baum-Rudischhauser, A. (Hrsg.): *Ressource Abfall – Entwicklung, Bedeutung und Zukunft der Entsorgungswirtschaft*. Neuruppin: TK Verlag Karl Thomé Kozmiensky. S. 444-457.
- Roth, H., Pomberger, R. (2010) Quo vadis Entsorger? Chancen und Risiken der privaten Abfallwirtschaft. In: Lorber, K.E. et al. (Hrsg.): *DepoTech 2010*, Tagungsband zur 10. DepoTech-Konferenz, Montanuniversität Leoben, Österreich, 3. – 5. November 2010. Leoben, Österreich: IAE Eigenverlag. S. 77-84.
- Sachs, W. (2008) Öl ins Feuer – Ressourcenkonflikte als Treibstoff für globalen Unfrieden. In: *Österreichisches Studienzentrum für Frieden und Konfliktlösung* (Hrsg.): *Von kalten Energiestrategien zu heißen Rohstoffkriegen?*. Wien, Lit Verlag. S. 31-43.
- Sachs, W. (2008) Öl ins Feuer Ressourcenkonflikte als Treibstoff für globalen Unfrieden. In: *Österreichisches Studienzentrum für Frieden und Konfliktlösung* (Hrsg.): *Von kalten Energiestrategien zu heißen Rohstoffkriegen?*. Wien, Österreich: Lit Verlag, S. 31-43.
- Simon, H.-W. (2006) Suche nach verborgenen Schätzen – Sekundär-Rohstoffe werden immer wertvoller. In: *Entsorga-Magazin* 09/2006, S. 26.
- Thomé-Kozmiensky, K.J. (2011) Recycling im Spannungsfeld von Entsorgung, Rohstoffsicherung und Energieversorgung. In: Thomé-Kozmiensky, K.J. & Goldmann, D. (Hrsg.): *Recycling und Rohstoffe* – Band 4. Neuruppin, TK Verlag Thomé-Kozmiensky. S. 37-70.
- Ulwick, A.W. (2005) *What customers want – Using Outcome-Driven Innovation to Create Breakthrough Products and Services*. New York, USA: McGraw-Hill Inc.
- Weizsäcker, E. U. (2010) *Faktor Fünf – Die Formel für nachhaltiges Wachstum*. München, Deutschland: Droemer Verlag.

# Gewerbepellet aus Waldrestholzunterkorn und anderen holzigen Abfallprodukten

M. Wellacher

*Komptech GmbH, Frohnleiten, Österreich*

**KURZFASSUNG:** Die Europäische Union beschloss in ihrer Richtlinie zur Förderung der Nutzung von Energie aus erneuerbaren Quellen bis 2020 mindestens 20 % des Bruttoenergieverbrauchs der Gemeinschaft durch Energie aus erneuerbaren Quellen zu decken. Unter den erneuerbaren Energiequellen nimmt die feste Biomasse eine Spitzenstellung ein. Das führt zu einem wachsenden Bedarf von Maschinen und Systemen zur Aufbereitung von fester Biomasse. Die Komptech GmbH entwickelt solche Lösungen. Das Ziel des Projektes war die Entwicklung eines Gewerbepellets aus bisher für die energetische Verwertung nicht genutzten Fraktionen von fester Biomasse. Damit soll der Anteil des gewonnenen Biomassebrennstoffs gegenüber dem in der Kompostierung verbleibenden Teil erhöht werden. Die wichtigsten Eigenschaften der im Versuch hergestellten Gewerbepellets und Gewerbebriketts werden dargestellt. Das aus diesem Versuch empfohlene Verdichtungsverfahren ist die Brikettierung. Es ist davon auszugehen, dass mit diesem Verfahren aus frischem Waldrestholz ein Anteil von 20 – 30 Gew.-% für die Herstellung von Gewerbepellets oder Briketts gewonnen werden kann. Nach der Trocknung auf 10 % Wassergehalt ergibt das einen Anteil von 11 – 17 Gew.-% pro Tonne frischem Waldrestholz.

## 1 EINLEITUNG

Die Europäische Union beschloss in ihrer Richtlinie zur Förderung der Nutzung von Energie aus erneuerbaren Quellen (Europäische Union 2009) bis 2020 mindestens 20 % des Bruttoenergieverbrauchs der Gemeinschaft durch Energie aus erneuerbaren Quellen zu decken. Unter den erneuerbaren Energiequellen nimmt die feste Biomasse eine Spitzenstellung ein. 2020 wird ihr Anteil bezogen auf alle erneuerbaren Energiequellen mit 39 % der Höchste sein (Beurskens & Hekkenberg 2011). Teilt man den Endenergieverbrauch in die drei Bereiche Elektrizität, Heizung/Kühlung und Transport, ist für die feste Biomasse der Bereich Heizung/Kühlung von besonderer Bedeutung. Dort hat sie einen Anteil von 79 % bezogen auf alle erneuerbaren Energieträger. Die durchschnittlichen jährlichen Wachstumsraten von fester Biomasse bei der Energie für Heizung/Kühlung der EU betragen 2005 – 2010 2,4 % und werden 2010 – 2015 auf 3,3 % sowie 2015 – 2020 auf 4,0 % steigen. Die beschriebenen Wachstumsraten sind lokal unterschiedlich und in manchen Regionen deutlich höher, wodurch Versorgungsengpässe und Preisanstiege hervorgerufen werden. Damit wird neben klassischer fester Biomasse, wie Energieholz aus dem Forst, vermehrt auf Alternativmaterialien wie Waldrestholz oder Grünschnitt zurückgegriffen. Das führt zu einem wachsenden Bedarf von Maschinen und Systemen zur Aufbereitung von fester Biomasse. Die Komptech GmbH entwickelt solche Lösungen.

In Regionen mit einem hohen Bedarf an Biomassebrennstoffen ist ihre Gewinnung aus holzigen Abfallmaterialien inzwischen wirtschaftlich ertragreicher als die ausschließliche Herstellung von Kompost. So z.B. in Belgien, Deutschland, Niederlande oder Österreich. Daher besteht am Markt das Interesse, möglichst hohe Anteile des Abfallmaterials zu einem Biomassebrennstoff aufzubereiten. Aus holzigem Grünschnitt werden in Mitteleuropa heute zwischen 20 – 40 Gew.-% Biomassebrennstoff gewonnen.

Derzeit werden zur Aufbereitung von fester Biomasse unterschiedliche Materialien durch verschiedene Verfahren an unterschiedlichen Lokalitäten zur Bereitstellung verschiedener Biomassebrennstoffe eingesetzt (Wellacher 2010).



- Beispiele für feste Biomasse sind: Stammholz, Schwachholz, Waldrestholz, Kurzumtriebsholz, Grünschnitt, Kompostierüberlauf oder Altholz.
- Beispiele für Verfahren sind: Hacken, Schreddern (langsam- und schnelllaufend), Sieben (2-Fractionen, 3-Fractionen), Magnetscheiden, Trocknen oder Pelletieren.
- Beispiele für Lokalitäten, an denen die Materialien verarbeitet werden sind: im Forst, an Lager- und Aufbereitungsplätzen zwischen Forst und Verbrennungsanlage, an Holzverarbeitungsanlagen oder bei Verbrennungsanlagen.
- Beispiele für Biomassebrennstoffe sind: Scheitholz, Hackgut, Pellets, Briketts oder Schredderholz, jeweils in unterschiedlichen Qualitäten (Ausgangsmaterial, Kornspektrum und Störstoffgehalt).

Aus den Kombinationsmöglichkeiten ergibt sich eine Vielzahl an Anforderungen für Maschinen und Systeme zur Aufbereitung hinsichtlich Funktionalität, Leistung, Qualität und Mobilität.

## 2 ZIEL DES PROJEKTES

Das Ziel des Projektes war die Entwicklung eines Gewerbepellets aus bisher für die energetische Verwertung nicht genutzten Fraktionen von fester Biomasse. Damit soll der Anteil des gewonnenen Biomassebrennstoffs gegenüber dem in der Kompostierung verbleibenden Teil erhöht werden.

Die technische Machbarkeit des Aufbereitungsprozesses sollte überprüft werden. Das Gewerbepellet zielt auf die Anwendung in Biomasseverbrennungsanlagen mit einer Brennstoffwärmeleistung von 100 kW bis mehreren 100 MW ab, so z.B. auch zur Co-Feuerung in Kohlekraftwerken.

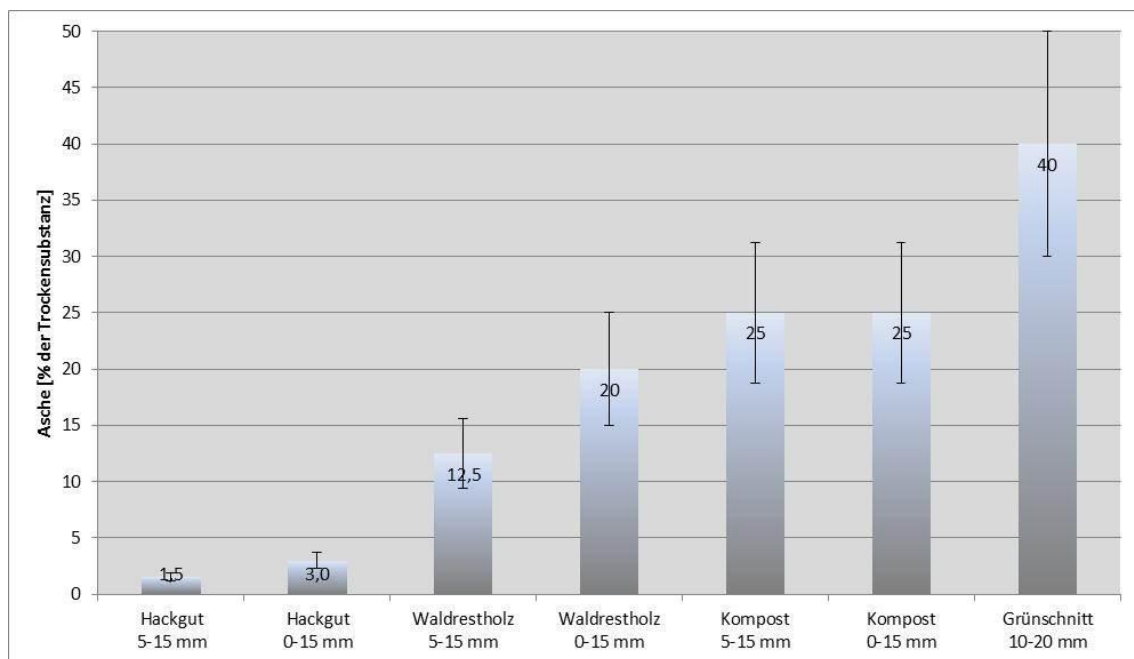


Abb. 1: Aschegehalte von 4 Materialien und Siebfraktionen davon

## 3 METHODE

Die hohe Bedeutung des Aschegehaltes für den Verschleiß der Verdichtungsmaschinen (Peltiermühle) bestimmten die Auswahl des für den Versuch verwendeten Ausgangsmaterials. Verschiedene bei einschlägigen Aufbereitungsanlagen in Österreich, Deutschland und Belgien vielversprechende Materialien wurden vorab auf den Aschegehalt ihrer Siebfraktionen unter-

sucht (siehe Abb. 1). Es zeigte sich, dass der Aschegehalt mit abnehmendem Siebkorn korrelierte, d.h. je geringer das Siebkorn, desto höher der Ascheanteil. Auf Grund dieser Ergebnisse erschien es zweckmäßig, Unterkorn aus Waldrestholz als Ausgangsmaterial zu wählen, weil dieses leicht verfügbar ist und einen moderaten Aschegehalt aufweist.

Da die Aufbereitungstechnologie mehrstufig erfolgen musste und die einzelnen Schritte nicht an einem Ort zur Verfügung standen wurde der technische Test in Kooperation mit folgenden Institutionen durchgeführt: mit der Naturgut GmbH aus Knittelfeld, der Andritz AG aus Graz, dem Danish Technological Institute aus Stenderup, Dänemark, der KWB Kraft und Wärme aus Biomasse GmbH aus St. Margarethen/Raab, und der KCO Cogeneration und Bioenergy GmbH aus Wolfsberg.

Es wurde aus dem für die Kompostierung bestimmten Unterkorn (0 – 20 mm) aus geschredetem Waldrestholz (siehe Abb. 2) die Fraktion > 9 mm mittels Sternsiebtechnik abgesiebt (siehe Abb. 3). 20 Tonnen Material wurden in einem Bandtrockner von der Ursprungsfeuchte von 50 % Wassergehalt auf 10 % getrocknet.



Abb. 2: Zerkleinerung und Siebung von Waldrestholz für den Versuch

In zwei Versuchen wurden Gewerbepellets und Gewerbebriketts hergestellt. Die Brikettierung erfolgte durch einen einfachen Prozess, der ausschließlich aus einer mechanische Brikettierpresse (MAP 1200 der Hartmut Müller GmbH) bestand. Dagegen musste für die Pelletierung ein aufwendiger Prozess aus sechs Schritten durchlaufen werden: Windsichter, Zerkleinerungsmühle (Andritz Optimill type 500), Dampfkonditionierung (Andritz CM902 PH), Pelletiermühle (Andritz PM615), Kühler und Sieb (im Technikum des Danish Technological Institute).

Die Verbrennungseigenschaften der Pellets wurden in zwei Feuerungsanlagen untersucht, einmal bei der KCO Cogeneration und Bioenergy GmbH (900 kW) und einmal bei der KWB Kraft und Wärme aus Biomasse GmbH (130 kW).

#### 4 ERGEBNISSE

Die Aufbereitung des frischen Waldrestholzes mittels Sternsiebtechnik war einfach und erfolgreich. Das bei 20 mm gesiebte und für die Kompostierung bestimmte Unterkorn betrug 40 – 60 Gew.-% vom Ausgangsmaterial. Aus der Siebung bei 8 mm konnten 50 Gew.-% Überkorn (9 – 20 mm) gewonnen werden. Um den Aschegehalt möglichst bei 8 % zu halten, musste ein weitgehend steinfreies Ausgangsmaterial gewählt werden.

Die Trocknung mittels Bandrockner brachte das Material auf 90 % Trockensubstanzgehalt. Nur die erste produzierte Charge zeigte 80 %. Als dieses Material später zur Herstellung der Briketts genutzt wurde, traten Risse auf. Dadurch wiesen die Briketts eine erhöhte Brüchigkeit auf.



Abb. 3: Nachsiebung von Waldrestholz-Unterkorn für den Versuch

Die Pelletierung mittels Ringmatrizen-Pelletiermühle verlief ohne Komplikationen. Die erzeugten Gewerbepellets hatten einen Durchmesser von 8 mm und eine mittlere Länge von 20 mm. Sie erfüllten die geforderten Abriebeigenschaften. Durch den Aschegehalt von 8 % war der Verschleiß von Matrize und Koller massiv, verglichen mit Sägespänen mit einem Aschegehalt von < 0,5 %. Es ist mit einer Verkürzung der Lebensdauer von ca. 1.750 Betriebsstunden auf 50 zu rechnen.

Die Brikettierung verlief ohne Komplikationen. Die erzeugten Gewerbepellets hatten einen Durchmesser von 75 mm und eine mittlere Länge von 50 mm. Durch den erhöhten Wassergehalt von 20 % kam es zu vermehrten Rissen im Brikett.

Die wichtigsten Eigenschaften der Gewerbepellets und der Gewerbepellets sind in der Tab. 1 dargestellt.

Tab. 1: Eigenschaften der im Versuch hergestellten Pellets und Briketts im Vergleich zu zwei konventionellen Biomassebrennstoffen

	Gewerbepellets	Gewerbepellets	EN-Pellets <sup>1</sup>	Hackgut
Dichte [kg/m <sup>3</sup> ]	650	630	630	210 <sup>2</sup>
Feuchtigkeit [%]	8	20	8	35 <sup>2</sup>
Aschegehalt [%]	8	8	0,3	1,5 <sup>3</sup>
Spezifische Energiedichte [MWh/m <sup>3</sup> ]	3,1	2,4	3,1	0,7 <sup>2</sup>

<sup>1</sup> (Europäische Norm 2010), <sup>2</sup> (Hagenauer 2009), <sup>3</sup> (Nemestothy 2007)

Die Feuerungsversuche waren erfolgreich, trotzdem der deutlich sichtbare Anteil von Fichtennadeln im Ausgangsmaterial (9 – 20 mm) problematische Verbrennungseigenschaften vermuten ließ. Im Vergleich zu herkömmlichen Pellets kam es zu erhöhten Stickoxid-Emissionen

(Abb. 4) und einem erhöhten Ascheaustrag. Ascheerweichung und Austrag waren mit geeigneten Maßnahmen (bewegter Rost, Primärzirkulation, aktiver Ascheaustrag) zu bewältigen.

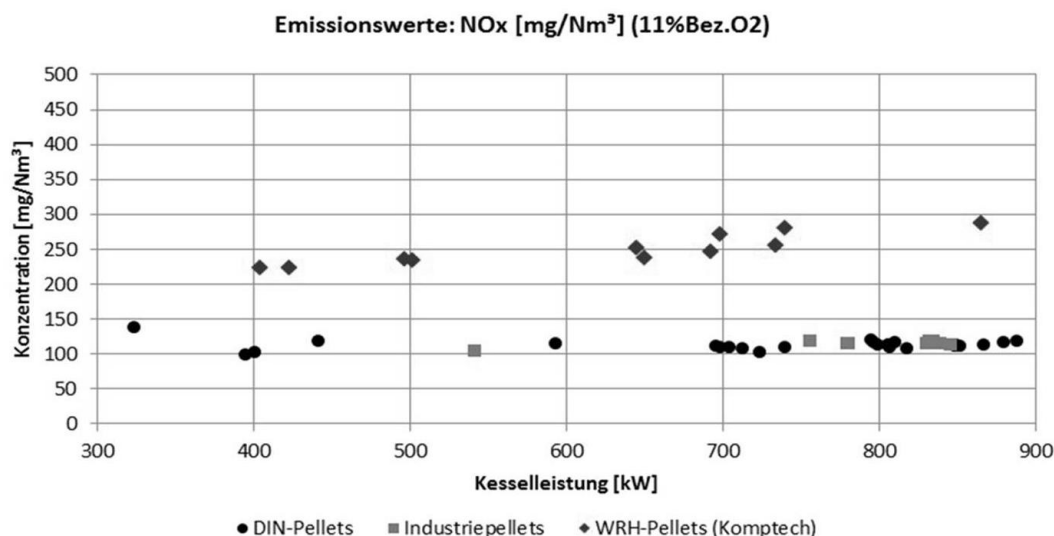


Abb. 4: Stickoxid-Emissionen beim Feuerungsversuch der Gewerbepellets

## 5 SCHLUSSFOLGERUNG, ZUSAMMENFASSUNG

Das aus diesem Versuch empfohlene Verdichtungsverfahren ist die Brikettierung. Folgende Gründe sprechen dafür:

- Auch wenn die erzielte spezifische Energiedichte für die Gewerbebriketts unter jener der Gewerbepellets lag, so ist von einer um 15 % höheren Energiedichte auszugehen (Hagenauer 2009). Bei einer Trocknung auf 90 % Trockensubstanzgehalt sind spezifische Energiedichten von 3,6 MWh/m<sup>3</sup> erreichbar.
- Der Aufwand einer Pelletierung ist ungleich höher als jener der Brikettierung.
- Der Verschleiß an den Pressmatrizen von Pelletiermühle und Brikettiermaschine ist eine Funktion der Kontaktfläche Material-Matrize. Diese ist beim hergestellten Brikett (75 mm Durchmesser) um den Faktor 7 geringer als beim hergestellten Pellet (8 mm Durchmesser). Es ist daher von verringerten Verschleißkosten bei der Brikettierung auszugehen.
- Bei der Co-Feuerung in (Kohle-)Kraftwerken spielt die Form der Verdichtung keine Rolle. Diese wird ausschließlich für den Transport vorgenommen. Das Material wird vor der Feuerung wieder zerkleinert.

Es ist davon auszugehen, dass mit diesem Verfahren aus frischem Waldrestholz ein Anteil von 20 – 30 Gew.-% für die Herstellung von Gewerbepellets oder Briketts gewonnen werden kann. Nach der Trocknung auf 10 % Wassergehalt ergibt das einen Anteil von 11 – 17 Gew.-% pro Tonne frischem Waldrestholz.

Es liegen chemische Analysen für das Material vor, die zur Beurteilung seiner Pelletierungs-, Brikettierungs- und Verbrennungseigenschaften dienen können. Die mit Waldrestholz erzielten Ergebnisse können auch auf andere Abfallprodukte wie Grünschnitt oder unbehandeltes Altholz übertragen werden.

Eine wirtschaftliche Analyse der Methode wurde nicht unternommen.

Es bieten sich folgende Möglichkeiten für die Anwendung der untersuchten Methode:

- Mit-Pelletierung des getrockneten Waldrestholzunterkorns mit Sägespänen in konventionellen Pelletieranlagen.
- Großversuch zur Herstellung von einer Materialcharge Gewerbebrikett für einen Langzeit-Verbrennungsversuch in (Kohle-)Kraftwerken.

- Kleinversuch zur Herstellung eines Gewerbebriketts für einen Langzeit-Verbrennungsversuch in einer entsprechend der Versuchsergebnisse mit aktivem Ascheaustrag und der Möglichkeit zur Primärzirkulation ausgestatteten Verbrennungsanlage.

## 6 DANKSAGUNG

Dieses Projekt konnte mit der Unterstützung des Österreichischen Forschungsförderungsgesellschaft FFG sowie der Steirischen Wirtschaftsförderung SFG realisiert werden. Komptech dankt seinen Kooperationspartnern Naturgut GmbH, Andritz AG, dem Danish Technological Institute, der KWB Kraft und Wärme aus Biomasse GmbH und der KCO Cogeneration und Bioenergy GmbH.

## LITERATUR

- Beurskens, L.W.M. & Hekkenberg, M. (2011) *Renewable Energy Projections as Published in the National Renewable Energy Action Plans of the European Member States*. European Environment Agency ECN-E—10-069.
- Europäische Norm (2010) *EN 14961-1 Feste Biobrennstoffe – Brennstoffspezifikationen und –klassen – Teil 1: Allgemeine Anforderungen*. CEN Europäisches Komitee für Normung, Brüssel, Belgien.
- Europäische Union (2009) *Richtlinie 2009/28/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. April 2009 zur Förderung der Nutzung von Energie aus erneuerbaren Quellen und zur Änderung und anschließenden Aufhebung der Richtlinien 2001/77/EG und 2003/30/EG*. Amtsblatt der Europäischen Union L 140/45.
- Hagenauer, D., Lang, B., Pastener, C. & Nemesothly, K. (2009) *Empfohlene Umrechnungsfaktoren für Energieholzsortimente bei Holz- bzw. Energiebilanzberechnungen*. Austrian Energy Agency und Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Abteilung V/10 - Energie und Umweltökonomie, Wien.
- Nemesothly, K. & Lang, B. (2007) *Kalkulationsblatt zur Ermittlung von Kenndaten und Preisen für Energieholzsortimente*. Österreichische Energieagentur MS-Excel-Datei, Kalkulationsblatt & Datenblatt. [www.klimaaktiv.at](http://www.klimaaktiv.at).
- Wellacher, M. (2011) *Technology for processing fuel wood*. Mitteleuropäische Biomassekonferenz 26.-29.01.2011, Workshop: Kurzumtriebsholz und neue agrarische Rohstoffe 29.01.2011, Graz, Österreich.

# Prozesseffizienz bei der Sortierung von Wertstoffgemischen

T. Pretz, A. Feil, N. Schmalbein & N. Bauerschlag  
*Institut für Aufbereitung und Recycling, RWTH Aachen, Deutschland*

**KURZFASSUNG** Optimierungen im Prozessablauf von Abfallbehandlungsanlagen erfordern eine entsprechende Datenbasis der einzelnen Verfahrensstufen. Erst auf Grundlage dieser Informationen können Prozesse im Hinblick auf ihre Effizienz angepasst und verbessert werden. Hierzu sind aufbereitungstechnische Kenngrößen wie das Wertstoff- und Masseausbringen sowie der Grad der Anreicherung zu beachten. Je nach Prozessziel, verfahrenstechnischer Möglichkeiten und Art des aufzubereitenden Abfallstroms können neben dem Wertstoffgehalt auch andere Parameter, wie z.B. die Korngrößenverteilung für die Prozessbewertung relevant sein. Im vorliegenden Beitrag wird anhand von zwei Beispielen aufgezeigt, auf welche Weise man durch Prozessinformationen die Prozesseffizienz systematisch bewerten und auf dieser Grundlage eventuelle Verbesserungspotenziale formulieren bzw. nutzen kann.

## 1 EINLEITUNG

Das Verhältnis von Aufwand zu Nutzen stellt ein wesentliches Kriterium für die wirtschaftliche und technologische Bewertung von Prozessen dar. Effiziente Prozesse zeichnen sich dabei durch den optimierten und aufeinander abgestimmten Einsatz aller notwendigen Ressourcen und Betriebsmittel aus, um die jeweiligen Verfahrensziele zu erreichen. Im Falle der Erzeugung von Wertstoffgemischen aus Abfallströmen haben insbesondere die stoffwandelnden Klassier- und Sortierstufen einen entscheidenden Einfluss auf die Prozesseffizienz, da diese über die Parameter Masse- und Wertstoffausbringen definiert ist und zusätzlich über den Grad der Anreicherung beschrieben werden kann. Zielkonflikte können z.B. auftreten, wenn man ein maximales Wertstoffausbringen bei maximaler Verlustminimierung anstrebt. Je nach Aufgabenstellung und verfahrenstechnischer Möglichkeiten können neben dem Wertstoffgehalt auch andere Parameter, wie z.B. die Korngrößenverteilung für die Definition eines Materials als Wertstoff relevant sein.

Die Rückgewinnung von Stoffströmen für das werkstoffliche Recycling aus getrennt erfassten Abfallströmen ist in einer Reihe von Forschungsarbeiten am I.A.R. untersucht worden. Im Folgenden wird im Rahmen von zwei Beispielen aufgezeigt, auf welche Weise man durch Prozessinformationen die Prozesseffizienz systematisch bewerten und auf dieser Grundlage evtl. Verbesserungspotenziale formulieren bzw. nutzen kann.

## 2 EFFIZIENZBEWERTUNG VON PROZESSEN

Die Prozesseffizienz im Bereiche der Abfallwirtschaft kann prinzipiell für die gesamte Kette entsprechend Abb. 1 vom Abfallerzeuger bis hin zur Wertstoffverwertung betrachtet werden.



Abb. 1: Verfahrenskette Abfallwirtschaft

Voraussetzung ist die Bilanzierung der relevanten In- und Output-Parameter. Die Sortiereffizienz für einen einzelnen Prozessschritt entspricht dem Wertstoffausbringen und wird mittels der in Abb. 2 dargestellten Parameter ermittelt.

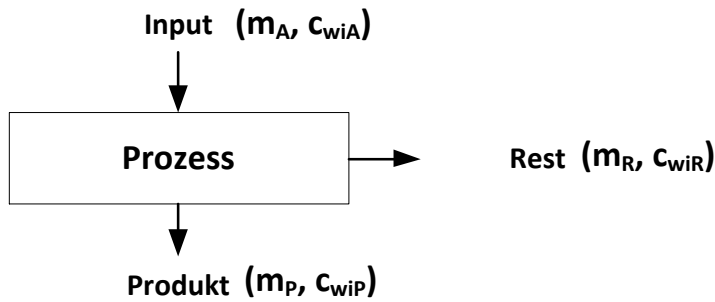


Abb. 2: Einzelprozessbilanz

Das Wertstoffausbringen für den Stoff  $i$  ( $R_{Mi}$ ) des Einzelprozesses  $j$  errechnet sich entsprechend (1) als das Verhältnis der Masse des Wertstoffes  $i$  in dem Produktstrom ( $m_{WiP} = m_P * c_{WiP}$ ) zu der Masse des Wertstoffes  $i$  in der Aufgabe ( $m_{WiA} = m_A * c_{WiA}$ ).

$$\eta_{\text{Wertstoff } i \text{ Einzelprozess}} = R_{Mij} = \frac{m_P * c_{WiP}}{m_A * c_{WiA}} \quad (1)$$

Die Prozesseffizienz ist das Produkt der Wirkungsgrades aller Einzelprozesse und somit nach (2) zu bestimmen.

$$\prod_{j=1}^x \eta_{\text{Wertstoff } i \text{ Gesamtprozess}} = \eta_1 * \eta_2 * \dots * \eta_x \quad (2)$$

In einer Prozesskette, in der viele Aufbereitungsschritte hintereinander erfolgen, wird der Stoffstrom bei jedem Prozessschritt für den nachfolgenden Aufbereitungsschritt neu konditioniert. Somit besteht eine direkte Abhängigkeit des Wirkungsgrads des Aufbereitungsschritts auf den Nachfolgenden, wodurch der Wirkungsgrad als Funktion des vorherigen Aufbereitungsschritts angesehen werden muss. Dieses Wertstoffausbringen gestaltet sich in Vielstoffgemischen unterschiedlich für jeden Inhaltsstoff in den einzelnen Prozessstufen. Soll eine Prozesseffizienz berechnet werden, muss auf einen Inhaltsstoff fokussiert werden, der eindeutige Merkmale aufweist und mit geringem Fehler analysiert werden kann. Ein zusätzliches Maß für die Bewertung von Prozessschritten ist der Anreicherungsgrad, also das Verhältnis des Wertstoffgehalts im Input wie im Produktstrom des Prozessschritts.

### 3 FALLBEISPIELE

#### 3.1 Sortierung von Recyclaten aus gemischten Abfallströmen

Im ersten Beispiel ist der Bezugsparameter „Polyolefin“, dass als Gemisch aus zwei- und dreidimensionalen PE- und PP-Partikeln anfällt. Die Abfallstoffe wurden hierbei gemeinsam mit organischen Küchenabfällen erfasst, über eine biologische Stabilisierung getrocknet und anschließend in einem trockenmechanischen Prozess aufbereitet. Im Rahmen großtechnischer Versuche wurden verschiedene Konzentrate sowohl für die energetische Verwertung als auch für das werkstoffliche Recycling erzeugt. Einerseits sollte die Machbarkeit der Rückgewinnung von Stoffströmen für höherwertige Verwertungswege geprüft und andererseits der Aufbereitungsprozess detailliert betrachtet werden. Über eine Analyse der einzelnen Prozessschritte sollen Wertstoffverluste und mögliche Ansatzpunkte für Verbesserungen identifiziert werden.

### 3.2 Sortierung von grobem Grüngut aus Bioabfall

In Deutschland mündet der Großteil des getrennt erfassten Bioabfalls nach wie vor in Kompostierungsanlagen. In Neuanlagen wird der Bioabfall vermehrt einer Vergärung zugeführt, um Biogas zur energetischen Nutzung zu gewinnen. Zwar wird Bioabfall als Monomaterial angenommen, jedoch ist die Qualität des Inputs stark von äußeren Gegebenheiten abhängig. So wird Bioabfall in den Wintermonaten vornehmlich durch Küchenabfälle dominiert, wohingegen in der Vegetationsperiode der Grüngutanteil überwiegt. Dessen Massenanteil wird wiederum durch die Bedingungen in der Erfassungslogistik bestimmt, u.a. durch das spezifische Behältervolumen und durch das Abrechnungssystem.

Die Aufbereitung von Bioabfällen beschränkt sich zumeist auf eine Zerkleinerung mit einer anschließenden Siebung und ggf. einer Magnetscheidung. Ein Wertstoff, der bei der Sortierung von Bioabfall gewonnen werden kann, ist grobes Grüngut, das zur energetischen Verwertung eingesetzt wird. Im Rahmen der Studie war zu untersuchen, welchen Einfluss die Zerkleinerung in der Grobaufbereitung auf den verwertbaren Anteil an grobem Grüngut hat.

## 4 ERGEBNISSE

### 4.1 Sortierung von Recyclaten aus gemischten Abfallströmen

Das primäre Ziel der Untersuchung bestand in der Beantwortung der Frage, ob es möglich ist, Kunststoffe für das werkstoffliche Recycling aus Restabfall zu sortieren. Die erzeugten Recyclate sollten dabei mittels eines Standard-Prozesses (siehe Abb. 4) in ein werkstofflich verwertbares Polyolefin (PO)-Granulat mit einem Wertstoffgehalt von > 95 Gew.-% überführt werden, wobei das Abfallgemisch durch eine mehrstufige Konditionierung (Prozess 1 – 4) vorbehandelt wurde, bevor eine Aufkonzentration durch zwei in Reihe geschaltete Nahinfrarot-Sortierer erfolgte. Beispielhaft werden die Ergebnisse einer Untersuchungsreihe für körperförmige Kunststoffobjekte betrachtet.

Die Gesamtprozessbetrachtung weist nach, dass die Sortierung von Wertstoffen aus Restabfall in ein Zwischenprodukt mit hoher Reinheit prinzipiell möglich ist, jedoch in den Versuchen nur mit einem Ausbringen von 18 % der im Ausgangsmaterial enthaltenen körperförmigen Kunststoffe realisiert werden konnte.

Diese Information kann zwar für eine grundsätzliche Einordnung des Prozesses genutzt werden, allerdings nicht für mögliche technologische Optimierungen. Hierzu ist es erforderlich, die Betrachtung auf die einzelnen Prozessebenen auszuweiten.

Dabei zeigt sich, dass die Einzeleffizienz in den ersten vier Prozessen nicht kontinuierlich ansteigt, sondern variiert (siehe Tab. 1). Dieser Effekt ist auf die Funktion der Vorkonditionierung zurückzuführen, deren Zielstellung nicht die Separierung eines speziellen Wertstoffs, sondern die Konditionierung des Stoffstromes für die Sortierung mittels der nachfolgenden Sortierprozesse ist.



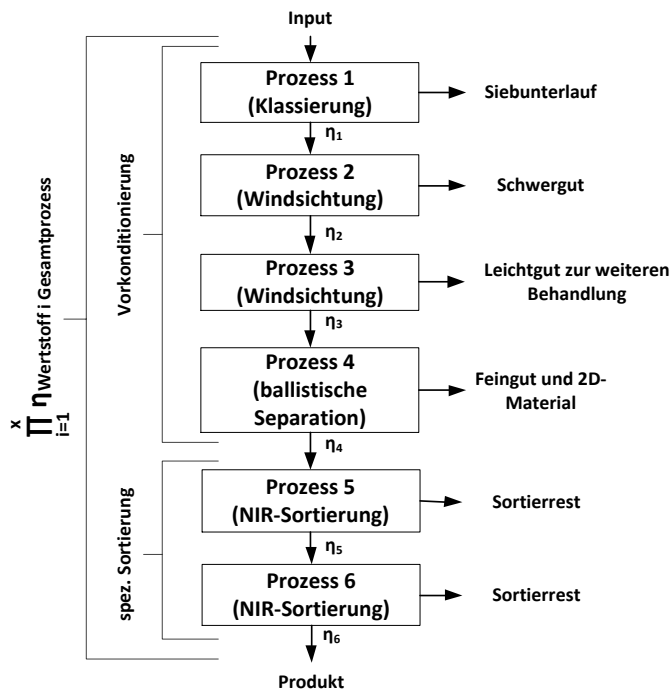


Abb. 3: Schema zur Prozesseffizienz bei der Rückgewinnung von Kunststoffen aus gemischtem Restabfall

Tab. 1: Körperförmige Kunststoffobjekte aus Restabfall

Prozessstufe	Sortiereffizienz [%]	Wertstoffanteil [%]	Anreicherungsgrad [-]
1	51	11,0	1,74
2	96	11,7	1,06
3	99	23,0	1,97
4	74	48,0	2,09
5	57	88,1	1,84
6	85	97,0	1,10

Mittels der Prozesse in der Vorkonditionierung, die rein nach den Parametern Kornform, Korngröße, Dichte und Flächengewicht trennen, wird ein Vorkonzentrat mit einem Wertstoffgehalt von ca. 50 % erzeugt. An dieser Stelle des Prozesses setzt sich das Konzentrat aus Objekten zusammen, die mittels der bis zu diesem Punkt eingesetzten Prinzipien nicht weiter aufgetrennt werden können. Am Ende des Prozessschrittes 4 sind noch ca. 35 % des Wertstoffanteils des Inputmaterials vorhanden. Erfahrungen des IAR zeigen, dass die für die Stufen 1 – 4 erzielten Ergebnisse mit Blick auf die aufbereitungstechnischen Kenngrößen durchaus praxisüblich sind. Als besonders verlustintensiv stellt sich dabei die Siebklassierung dar, die das Ziel hat, den überwiegenden Anteil an Feinkorn auszuschleusen, da diese Fraktion nach technologischem Stand derzeit nicht zufriedenstellend aufbereitet werden kann.

Um entsprechend hohe Reinheiten zu erzeugen, sind nachfolgend spezifische Sortierkriterien zu nutzen, mit dem man z.B. Kunststoffpolymere von anderen Materialien trennen kann, wie im vorliegenden Fall durch Nahinfrarot-Sortierung (NIR). Zum Erreichen der hohen Qualitätsanforderungen sind die Sortierer seitens der Prozessparameter so zu konfigurieren, dass zwangsläufig hohe Anteile an Zielstoff in den Sortierrest der NIR-Sortierer gelangen.

Durch verfahrenstechnische Alternativen, z.B. einer NIR-Nachsortierung der Restfraktionen, könnte der Verlustanteil evtl. weiter reduziert werden, allerdings zu Lasten eines signifikant erhöhten prozesstechnischen Aufwandes. Voraussetzung hierfür sind entsprechend validierte Daten, da die veränderte Stoffstromzusammensetzung eine Anpassung der Sortierparameter erfordert. Die Analyse zeigt neben diesem Potenzial aber auch auf, dass ein Großteil des im Aufgabematerials enthaltenen Wertstoffes u.a. aufgrund der Anreicherung in der Feinfaktion selbst bei optimierter Sortierung zwangsläufig verloren geht.

## 4.2 Sortierung von grobem Grüngut aus Bioabfall

In Untersuchungen wurde für zwei Sammelgebiete (A und B) die Zusammensetzung des Bioabfalls hinsichtlich des Anfalls an grobem Grüngut untersucht. Des Weiteren war zu klären, welchen Einfluss eine Zerkleinerung auf den Mengenanteil an verwertbarem Grüngut hat.

Die Zerkleinerung erfolgte in einem Kammwalzenzerkleinerer ohne Austragsieb. Ziel der Zerkleinerung ist u.a. das Herabsetzen des Oberkorns zum Schutz der Anlage. Zudem kann die Aufgabe durch die Zerkleinerung auf die nachfolgende Siebung durch den Zerkleinerer dosiert werden.

In den Analysen wurde der Bioabfall sowohl vor als auch nach der Zerkleinerung (VZ und NZ) klassiert und händisch im Bereich größer 40 mm nachsortiert. Der Wertstoff „grobes Grüngut“ wurde hierzu als grobes holziges Material mit einer Korngröße größer 40 mm definiert.

Die Ergebnisse zeigen, dass durch die Zerkleinerung des Bioabfalls der Feinkornanteil (siehe Abb. 5) erheblich ansteigt. So wurden ca. 40 Gew.-% des groben Grünguts auf kleiner 40 mm zerkleinert und dadurch nicht mehr der Definition von grobem Grüngut entsprachen.

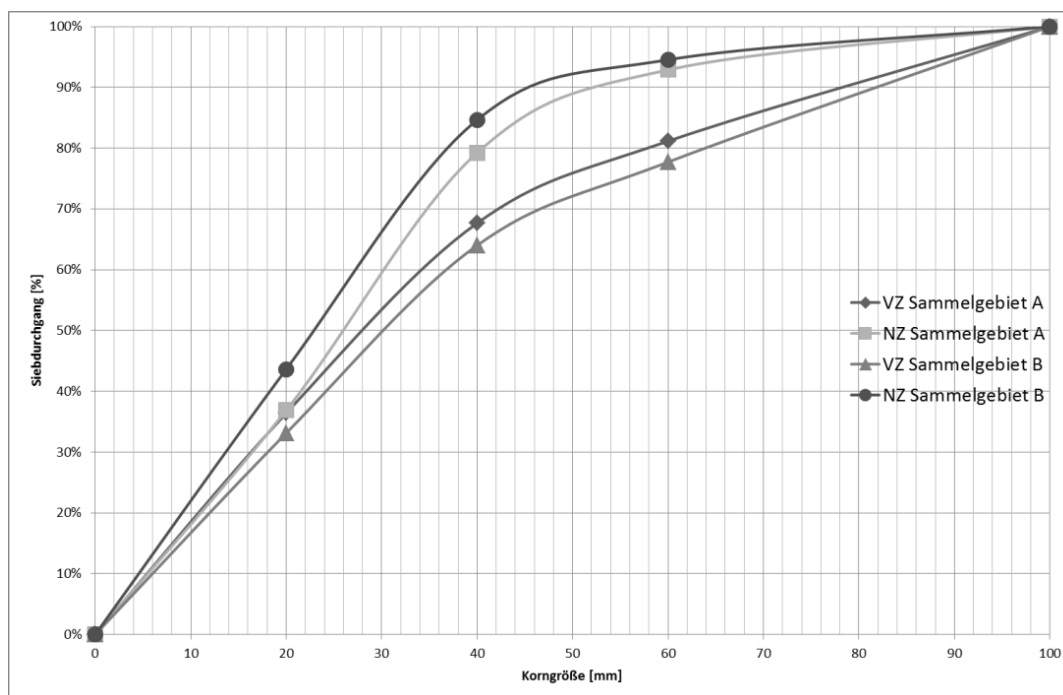


Abb. 4: Korngrößenverteilung von Bioabfall aus zwei Sammelgebieten vor und nach Zerkleinerung (VZ und NZ)

Die Effizienz eines Zerkleinerers ist hinsichtlich seines Wertstoffausbringens in erster Betrachtung gleich eins ( $\eta = 1$ ) zu setzen, da keine Stoffseparation erfolgt. Da jedoch der Wertstoff nicht nur über eine Materialart definiert wird, sondern wie in diesem Fall durch die Eigenschaft „Korngröße“, kann sich durch die Zerkleinerung eine Veränderung in der Wertstoffkonzentration einstellen. D.h. dem Wertstoff wird eine bestimmte Eigenschaft zugeordnet, die im Prozess durch Konditionierungen manipuliert werden kann. Hierdurch verändert sich zwangsläufig auch die Prozesseffizienz, wenn diese Eigenschaft zur Sortierung genutzt wird. In dem Beispiel wird durch die Zerkleinerung die Korngröße des Bioabfalls manipuliert, sodass grobe holzige Abfall auf  $< 40$  mm zerkleinert werden und somit nicht mehr der Definition von grobem Grüngut entsprechen. Das holzige Material ist nach wie vor enthalten, entspricht jedoch in seiner Eigenschaft nicht mehr der Wertstoffdefinition. Dies bedeutet für das vorliegende Beispiel sowohl für Sammelgebiet A als auch B nach Formel 1 einen Wirkungsgrad von ca.  $\eta = 60\%$  (siehe Abb. 6) durch die Eigenschaftsveränderung.

Insgesamt ist das Aufbereitungsergebnis durch den hohen Wertstoffverlust suboptimal. Zur Steigerung der Prozesseffizienz, z.B. durch ein erhöhtes Ausbringen an Holz, gilt es zu prüfen, ob eine Siebung vor der Zerkleinerung zweckmäßig wäre. Hierbei müssen jedoch einige Rand-

bedingungen mit betrachtet werden, um ggf. auftretende Nachteile dieser verfahrenstechnischen Option zu vermeiden.

Durch die Siebung vor der Zerkleinerung kann davon ausgegangen werden, dass sich grobes Grüngut im Siebüberlauf anreichert. Zu prüfen ist jedoch, wie viel Bioabfall in Kleingebinden in der Biotonne entsorgt wird. Diese Gebinde reichern sich aufgrund ihrer Korngröße ebenfalls im Siebüberlauf an. Zudem muss das nachfolgende Verfahren betrachtet werden, wobei für eine Vergärung des Bioabfalls eine Abreicherung des groben Grünguts eher positiv zu bewerten wäre, da der Gasertrag aus grobem Grüngut nur sehr gering ist. Somit würde durch die Siebung vor der Zerkleinerung die leichter vergärbare Organik im Siebunterlauf angereichert. Wird der Bioabfall jedoch kompostiert, ist zu prüfen, ob der Strukturanteil und damit die Belüftbarkeit nach der Siebung und Zerkleinerung ausreichend ist, da diese für die Rotte unabdingbar ist.

Auf Grundlage der Prozessbilanzierung konnte nachgewiesen werden, dass durch die Zerkleinerung direkt Einfluss auf die Prozesseffizienz genommen wird und dass dieses Resultat die Überprüfung alternative Szenarien erfordert.

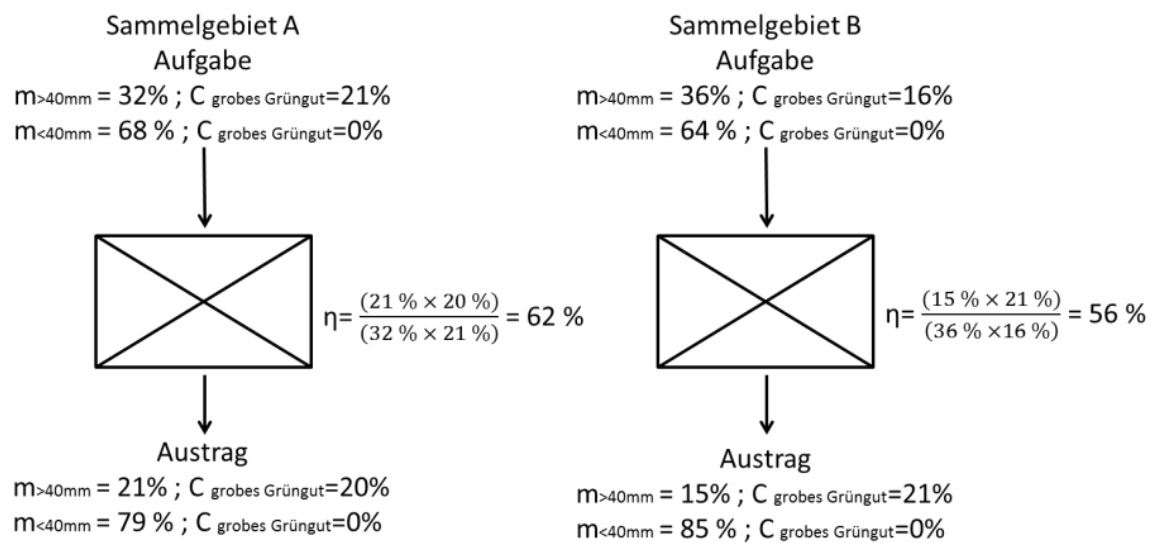


Abb. 5: Wertstoffausbringen von grobem Grüngut nach Zerkleinerung

## 5 ZUSAMMENFASSUNG

Am Beispiel der Kunststoffaufbereitung wurde aufgezeigt, dass die Ermittlung der Prozesseffizienz als black-box, d.h. nur über Betrachtung des Aufgabe- und Endproduktes, nicht zielführend ist. Nutzbare Optimierungspotenziale erfordern die Kenntnis der Aufbereitungsergebnisse der einzelnen Verfahren, da dadurch zielgenau mögliche Potenziale und Schwächen im Prozessablauf identifiziert werden können.

Die Ergebnisse aus der Bioabfallsortierung machen deutlich, dass die Konditionierung sowohl die Effizienz des einzelnen Schrittes als auch die Effizienz des gesamten Prozesses beeinflusst. Wenn die Eigenschaft „Korngröße“ Teil der Wertstoffdefinition ist, kann das Wertstoffausbringen der Siebung gering sein, weil die Eigenschaft in der vorgeschalteten Zerkleinerung verändert wird. Eine Erhöhung des Wertstoffausbringens kann dementsprechend nicht durch eine Veränderung der Siebung, sondern nur durch die vorgeschaltete Zerkleinerung erfolgen. Alternativ wäre zu überlegen, der Zerkleinerung eine Klassierung vorzuschalten, wobei in diesem Falle die sich für die nachfolgenden Verarbeitungsstufen ergebenden Vor- und Nachteile zu berücksichtigen sind.

# Möglichkeiten zur Optimierung der Erfassung von Wertstoffen in Bayern

C. Daehn

*Bayerisches Landesamt für Umwelt, Augsburg, Deutschland*

**KURZFASSUNG:** Die Umsetzung der EU-Abfallrahmenrichtlinie in deutsches Recht erfolgte mit dem neuen Kreislaufwirtschaftsgesetz, das zum 01.06.2012 in Kraft getreten ist. Dieses enthält auch Regelungen mit denen die Nutzung von Wertstoffen im Abfall weiter verbessert werden soll. Neben Vorgaben für die Erfassung und Verwertung bestimmter Fraktionen wird auch die Einführung einer einheitlichen Wertstofftonne diskutiert. Nachfolgend wird erläutert, welche Systeme zur Wertstofferrfassung es derzeit in Bayern gibt und welche Erfolge damit erzielt werden. Diese Diskussion ist für Bayern von besonderem Interesse, weil hier mehr als 1600 Wertstoffhöfe eine wichtige Rolle bei der Wertstofferrfassung – insb. auch von Verpackungen – spielen. Die seit zwanzig Jahren erstellte Abfallbilanz zeigt, dass mit für den Bürger komfortableren Holsysteme die Menge der erfassten Wertstoffe erhöht werden kann. Es erscheint deshalb durchaus sinnvoll, diese für die wichtigen und regelmäßig anfallenden Wertstoffe (Bioabfall, Papier und Leichtverpackungen) weiter auszubauen. Für Wertstoffe, die seltener und in geringeren Mengen anfallen, haben dagegen Bringsysteme und auch Wertstoffhöfe aus unserer Sicht weiterhin ihre Berechtigung. Ob mit der vorgesehenen Wertstofftonne tatsächlich große Fortschritte bei der Erfassung von Wertstoffen im Hinblick auf eine hochwertige stoffliche Verwertung erzielt werden können, wird dagegen eher skeptisch gesehen.

## 1 EINLEITUNG

Nach längerer Diskussion wurde in Deutschland ein neues Kreislaufwirtschaftsgesetz verabschiedet, das zum 01.06.2012 in Kraft getreten ist (KrWG 2012). Eigentlicher Anlass war die notwendige Umsetzung der EU-Abfallrahmenrichtlinie in deutsches Recht. Bei dieser Gelegenheit wurden jedoch auch weitergehende Regelungen getroffen, mit der die Nutzung der Ressource Abfall forciert werden soll: So sind ab 2020 mindestens 65 % der Siedlungsabfälle der Vorbereitung zur Wiederverwendung oder dem Recycling zuzuführen. Bereits ab 2015 sind Papier-, Metall-, Kunststoff- und Glasabfälle ebenso wie Bioabfälle in der Regel getrennt zu erfassen. Während die Verzögerung beim Gesetzgebungsverfahren insbesondere auf die Diskussionen um die Aufgabenverteilung zwischen den Kommunen und den privaten Entsorgern zurückzuführen war, fand in der Öffentlichkeit aber die Diskussion um die mögliche Einführung einer sogenannten „Wertstofftonne“, mit der beim Bürger weitere Wertstoffe wie Metalle und Nichtverpackungskunststoffe erfasst werden sollen, die meiste Beachtung.

Im Laufe des Gesetzgebungsverfahrens erfolgte in diesem Zusammenhang eine Ergänzung: Die Formulierung im Gesetz lässt nun neben der "einheitlichen Wertstofftonne" auch eine andere "einheitliche Wertstofferrfassung vergleichbarer Qualität" zu. Gerade für Bayern ist dies von besonderem Interesse weil hier, im Unterschied zu anderen Bundesländern, die Wertstofferrfassung zu einem großen Teil über insgesamt fast 1700 Wertstoffhöfe erfolgt. Am 18.07.2012 wurde vom deutschen Umweltminister Altmaier (BMU) ein Thesenpapier zur „Fortentwicklung der haushaltsnahen Wertstofferrfassung“ vorgestellt. Ziel ist die Einführung eines Systems der haushaltsnahen Wertstofferrfassung mit einem bundesweit einheitlichen Zuweisungskatalog. Damit sollen neben Leichtverpackungen aus Kunststoff und Metall auch andere Haushaltsabfälle, die überwiegend aus Kunststoff oder Metall bestehen, erfasst werden. Bei dem neuen Erfassungssystem wird wohl in erster Linie an die „Wertstofftonne“ gedacht,

wobei aber lokale Gegebenheiten berücksichtigt werden sollen und hier Wertstoffhöfe als Beispiel genannt werden.

Neben den Wertstoffhöfen gibt es natürlich auch in Bayern noch weitere Angebote zur Erfassung von Wertstoffen als Bring- oder Holsysteme. Nachfolgend werden die verschiedenen Erfassungs- und auch Gebührensysteme vorgestellt und insbesondere auf der Grundlage der jährlichen erstellten Abfallbilanz wird erläutert, welche Erfolge bei der Wertstofffassung mit damit jeweiligen Systemen erzielt werden und wo noch Potentiale für eine Steigerung gesehen werden.

## 2 ENTSORGUNGSSTRUKTUR UND ABFALLBILANZEN

In Bayern gibt es 96 Landkreise und kreisfreie Städte, die entsorgungspflichtig im Sinne des deutschen Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetzes sind, d.h. sie müssen die Entsorgung der in ihrem Zuständigkeitsbereich anfallenden Abfälle sicherstellen, wobei sie sich zu Zweckverbänden zusammenschließen oder auch einzelne Aufgaben an kreisangehörige Gemeinden übertragen können. Insgesamt 16 Landkreise und Städte haben ihre Entsorgungspflicht ganz oder teilweise auf einen Zweckverband übertragen. Somit liefern 86 Körperschaften Daten für die jährliche Abfallbilanz.

Die Bilanz für das Jahr 2010 (BayLfU 2011), auf deren Daten nachfolgend zurückgegriffen wird, ist die zwanzigste, die für den Bereich „Hausmüll“ erstellt wurde, so dass nunmehr für einen Zeitraum von 20 Jahren detaillierte Daten über Art, Herkunft und Menge der angefallenen Abfälle sowie deren Verwertung und sonstige Entsorgung zur Verfügung stehen. Die Besiedlungsdichte hat einen wesentlichen Einfluss auf die Menge und Zusammensetzung der anfallenden Abfälle. Die davon abhängige Verteilung der anfallenden Abfälle im Entsorgungsgebiet hat Auswirkungen auf die Gebührenhöhe und das abfallwirtschaftliche Angebot der Städte und Landkreise. Aus diesem Grund erfolgt die Auswertung der abfallwirtschaftlichen Daten in der Abfallbilanz gestaffelt in vier Strukturklassen:

- „ländlich“ (bis 125 Einwohner/km<sup>2</sup>),
- „ländlich dicht“ (über 125 bis 500 Einwohner/km<sup>2</sup>),
- „städtisch“ (über 500 bis 1750 Einwohner/km<sup>2</sup>) und
- „großstädtisch“ (über 1750 Einwohner/km<sup>2</sup>).

Dabei wird jeweils die gesamte Körperschaft (Stadt, Landkreis oder auch Zweckverband) einheitlich einer Strukturklasse zugeordnet. Es zeigt sich, dass von den gut 12,5 Mio. Einwohnern Bayerns 73 % in „ländlich“ oder „ländlich dicht“ strukturierten Gebieten leben. Das mit Abstand größte „großstädtisch“ geprägte Gebiet ist die Landeshauptstadt München, wo mit 1,3 Mio. Einwohnern mehr als 10 % der bayerischen Gesamtbevölkerung bzw. fast 60 % der Einwohner der Strukturklasse „großstädtisch“ leben. Insgesamt leben aber in „städtischen“ und „großstädtischen“ Bereichen nur 27 % der Bayern. Um regionale Unterschiede aufzuzeigen, erfolgen zudem noch Auswertungen für die insgesamt sieben Regierungsbezirke (Ober- und Niederbayern, Ober-, Mittel- und Unterfranken, Oberpfalz sowie Schwaben). Wie bei der Darstellung abfallwirtschaftlicher Daten üblich, erfolgt dies zur besseren Vergleichbarkeit in der Regel einwohnerbezogen.

Wie Abb. 1 zeigt, liegt das Gesamtaufkommen an Hausmüll (Abfall aus Haushaltungen sowie damit gemeinsam entsorgter Abfall aus kleineren Gewerbebetrieben, Behörden etc.) seit 1991 nahezu unverändert im Bereich von 500 kg/Einwohner und Jahr. Im Jahr 2010 betrug es 510 kg/Einwohner. Durch den Ausbau der Erfassungssysteme für Wertstoffe, der im Wesentlichen Mitte der neunziger Jahre erfolgte, stiegen aber die einwohnerbezogenen Mengen der erfassten Wertstoffe von 153 kg in 1991 auf 338 kg in 2010. Das entspricht einer Steigerung um 120 Prozent. Im Gegenzug fiel das einwohnerbezogene Restabfallaufkommen von 359 kg im Jahr 1991 um knapp die Hälfte auf 182 kg im Bilanzjahr. In der Abfallbilanz 1995 war die erfasste Wertstoffmenge erstmals höher als das zu beseitigende Restabfallaufkommen. Die drei größten Wertstofffraktionen Altpapier, Grüngut und Bioabfälle stellen dabei knapp zwei Drittel der gesamten Wertstoffmenge.

Die Verwertungsquote für Bayern hat sich von knapp 40 % im Jahr 1991 seit über zehn Jahren auf Werte von über 70 % stabilisiert. Im Jahr 2010 betrug sie 71.9 %. Dabei wird die

thermische Behandlung des Restabfalls in Müllverbrennungsanlagen, bei der zumindest Strom, zumeist aber auch nutzbare Wärme erzeugt wird, nicht als Verwertung gerechnet. Mit dem geringen Restmüllaufkommen und dem erreichten Stand bei der Verwertung nimmt Bayern beim Vergleich mit den anderen deutschen Bundesländern einen Spitzenplatz ein.

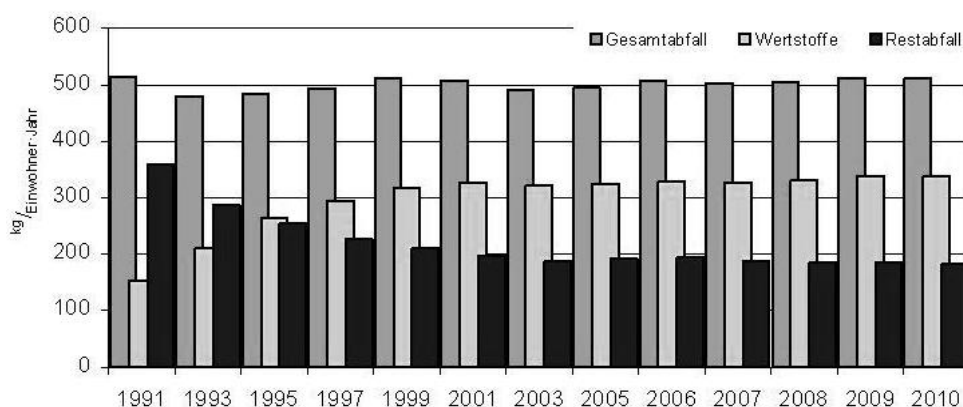


Abb. 1: Entwicklung von Gesamtabfallaufkommen sowie Restabfall und Wertstoffen in Bayern seit 1991

Aus Tab. 1 ist ersichtlich, dass das Restabfallaufkommen in den dichter besiedelten Gebietskörperschaften immer noch größer ist als in den ländlichen Bereichen, auch wenn Rückgang beim Restmüll in den Städten seit 1991 am größten war. In städtischen Bereichen ist auch das Gesamtabfallaufkommen weiterhin höher als auf dem Land. Die Unterschiede sind aber weniger deutlich. Interessant ist, dass es bei Betrachtung der Entwicklung seit 1997, zu einer Angleichung gekommen ist: Ein Rückgang in den Städten wird durch einen Anstieg auf dem Land ausgeglichen, so dass für Bayern bei einem jährlichen Gesamtabfallaufkommen im Bereich von 500 kg/E'a bleibt. Der Anstieg beim Gesamtabfall in ländlichen Bereichen dürfte mit geänderten Lebensgewohnheiten und einem erhöhten Wertstoffaufkommen zu erklären sein.

Tab. 1: Entwicklung von Restabfall- und Gesamtabfallaufkommen in Abhängigkeit der Besiedlungsdichte

Strukturklasse	Restabfallaufkommen [kg/E'a]			Gesamtabfallaufkommen [kg/E'a]		
	1991	2001	2010	1997	2001	2010
ländlich	263,3	178,5	170,6	461,5	467,0	491,1
ländlich dicht	313,6	168,4	155,3	473,4	493,9	501,9
städtisch	445,5	269,8	229,9	624,2	617,8	601,4
großstädtisch	536,4	266,7	238,6	533,5	560,7	519,9
Bayern	359,4	198,0	182,3	493,9	507,4	510,8

Außerdem gibt es auch erhebliche regionale Unterschiede insbesondere beim Restabfallaufkommen und den erfassten Wertstoffen: Beim Restabfall liegt die Spanne zwischen 152 kg/E'a in Unterfranken und 220 kg/E'a in der Oberpfalz. Bei den Wertstoffen sind die Verhältnisse umgekehrt, was sich mit den Unterschieden bei der Bioabfallerfassung erklären lässt: In der Oberpfalz liegt die getrennte Erfassung dieser Abfallfraktion noch unter dem bayerischen Durchschnitt, was dann durch die gemeinsame Erfassung mit dem Restmüll zu einer Erhöhung der Restabfallmengen führt. Das Fehlen des relativ schweren Bioabfalls führt dann im Gegenzug zu geringeren Wertstoffmengen. Auch zwischen einzelnen Gebietskörperschaften gibt es teilweise signifikante Unterschiede. In vielen Fällen lassen sich diese Unterschiede mit den Entsorgungsangeboten der Körperschaften oder auch den Gebührensystemen erklären.

### 3 ERFASSUNG VON WERTSTOFFEN UND RESTMÜLL IN BAYERN

#### 3.1 Hol- und Bringsysteme

Neben dem obligatorischen Holsystem für Restmüll werden in Bayern inzwischen auch für verschiedene Wertstofffraktionen (insb. Bioabfälle, Papier und Leichtverpackungen) Holsysteme

angeboten. Diese Angebote sind jedoch nicht flächendeckend und von Gebietskörperschaft zu Gebietskörperschaft unterschiedlich. Dies gilt auch für die ausschließlich oder ergänzend angebotenen Bringsysteme. Bevor die Erfassungssysteme für einzelne Wertstoffe näher betrachtet werden, möchte ich kurz auf eine bayerische Besonderheit bei der Erfassung von Wertstoffen eingehen: Dies sind die vielen Wertstoffhöfe, die es mit einer Ausnahme in allen Gebietskörperschaften Bayerns gibt und die insbesondere in den ländlichen Bereichen eine wesentliche Rolle spielen, wo sich 97 % der 1673 Wertstoffhöfe befinden.

Im Gegensatz zu Containerstandorten können Wertstoffhöfe nur während der Öffnungszeiten genutzt werden, wenn auch Personal anwesend ist. Die angenommenen Wertstoffe und Abfälle sind von Wertstoffhof zu Wertstoffhof unterschiedlich. Neben den gängigen Wertstofffraktionen wie Papier, Pappe, Karton (PPK), Glas (Behälterglas, ggf. auch Flachglas) und Leichtverpackungen (LVP, oft noch in verschiedene Fraktionen aufgeteilt) werden in der Regel noch weitere Fraktionen wie Kunststoffe (die nicht Verpackungen sind), Metalle, Altholz, Grüngut, Altreifen, Bauschutt, Altfett, Altkleider, Sperrmüll (teilweise auch noch verwendbares Mobilar), Elektro- und Elektronik-Altgeräte sowie Problemabfälle angenommen. Da die Anlieferung unter Aufsicht des anwesenden Personals erfolgt, ist der Anteil an Störstoffen bei den einzelnen Fraktionen sehr gering.

### 3.2 Erfassung von Bioabfällen

Wie einleitend erwähnt, sollen Bioabfälle ab 2015 in der Regel getrennt erfasst werden, wobei der Begriff „Bioabfall“ im neuen Kreislaufwirtschaftsgesetz weiter gefasst ist, als er bisher in Bayern verwendet wurde. So fällt insbesondere Grüngut künftig unter den Oberbegriff „Bioabfall“, was bisher in Bayern getrennt erfasst und dokumentiert wurde. Unter „Bioabfall“ haben wir dagegen eher den Inhalt der Biotonne (Küchenabfälle und Gartenabfälle) verstanden.

Eine solche Biotonne wird inzwischen in 78 von 96 Körperschaften angeboten und zwei Körperschaften haben ein Bringsystem eingerichtet. Im Jahr 2010 waren damit 76,6 % der bayerischen Bevölkerung an eine getrennte Erfassung von Bioabfällen angeschlossen. Im Jahr 2010 wurden in diesen 80 Körperschaften 65 kg pro angeschlossenen Einwohner erfasst. Legt man die 623.000 Tonnen auf alle Einwohner Bayerns um, reduziert sich das spezifische Bioabfallaufkommen auf knapp 50 kg pro Einwohner und Jahr. Inzwischen hat aber in einem Großteil der 16 Körperschaften, die bisher noch keine getrennte Erfassung angeboten haben, ein Umdenken begonnen, so dass wir davon ausgehen, dass sich hier das Angebot noch vor 2015 deutlich verbessern wird.

Ergänzt wird die Bioabfallerfassung durch die Möglichkeit, Grüngut an mehr als 2800 Sammelstellen oder Kompostieranlagen abzuliefern. Solche Bringsysteme, die nicht immer ganzjährig und mit unterschiedlichen Gebührenmodellen angeboten werden, stehen damit in 94 Körperschaften für 98 % der Bevölkerung zur Verfügung. Im Jahr 2010 betrug die so erfasste Grün-gutmenge aus Hausgärten 73 kg pro Einwohner.

### 3.3 Erfassung von Altpapier

Interessant war in den letzten Jahren die Entwicklung beim Altpapier (Papier, Pappe, Kartona-gen - PPK), wo allein im Jahr 2008 in 16 Gebietskörperschaften die Papiertonne erstmals eingeführt wurde. Sie steht nunmehr in insgesamt 86 Gebietskörperschaften zumindest in Teilgebieten zur Verfügung. Grund hierfür waren die zeitweise sehr attraktiven Altpapierpreise, die auch zu verstärkten privaten Sammlungen und zu einem regelrechten Kampf ums Altpapier geführt hatten. Diese Auseinandersetzungen waren mit der Anlass, die Zulässigkeit privater Sammlungen jetzt im Kreislaufwirtschaftsgesetz neu zu regeln. Aufgrund fallender Preise und nachdem Gerichtsurteile den Kommunen das Recht auf das Altpapier aus den Haushalten zugesprochen hatten, waren die privaten Papiertonnen zum großen Teil schnell wieder verschwunden. Nachdem die Kommunen seit 2007 einen Rückgang ihrer Altpapiermengen verzeichnen mussten, der wohl nicht nur der privaten Konkurrenz sondern auch der wirtschaftlichen Entwicklung zuzuschreiben war, gab es 2010 erstmal wieder einen geringen Anstieg auf nunmehr 82 kg pro Einwohner. Sofern ihm keine Papiertonne zur Verfügung steht, kann der Bürger sein Altpapier entsprechenden Containern zuführen bzw. dieses am Wertstoffhof abgeben. Diese Möglichkeit besteht in fast allen Gebietskörperschaften und damit auch dort, wo eine Papiertonne angeboten

wird. Eine weitere Alternative sind Bündelsammlungen, die insb. von karitativen Organisationen in unterschiedlichen Abständen angeboten werden. Da es sich bei einem Teil der PPK-Fraktion um Verpackungen handelt, für die duale Systeme zuständig sind, erfolgt eine Aufteilung in einen kommunalen Anteil und den Anteil der dualen Systeme, der 2010 bei 18,8 % lag (15,4 kg pro Einwohner).

### 3.4 Erfassung von Verpackungen

Für den Bereich der Verpackungsabfälle gibt es in Deutschland mit der Verpackungsverordnung eine spezielle Regelung, die insbesondere die haushaltsnahe Erfassung und Verwertung der beim Endverbraucher anfallenden Verkaufsverpackungen sicherstellen soll. In diesem Bereich sind die „dualen Systeme“ für die Sammlung, Sortierung und Verwertung zuständig. Verpackungen, die beim Endverbraucher anfallen, müssen vom Hersteller bzw. „Inverkehrbringer“ bei einem der dualen Systeme lizenziert werden. Aus den Lizenzentgelten wird dann der Aufwand für die Erfassung und Verwertung dieser Verpackungsabfälle finanziert. Zum Nachweis der ordnungsgemäßen Verwertung und Einhaltung der entsprechenden Verwertungsquoten müssen die dualen Systeme jährlich sogenannte Mengenstromnachweise aufstellen.

Die Sammlung von PPK-Verpackungen (Papier, Pappe, Kartonagen), deren Anteil am Altpapier knapp 20 % beträgt, erfolgt – wie oben erwähnt – gemeinsam mit dem sonstigen Altpapier durch die Kommunen auf der Grundlage von Verträgen mit den dualen Systemen. Die dualen Systeme sind zudem für die Erfassung und Verwertung von Behälterglas und Leichtverpackungen verantwortlich.

#### 3.4.1 Erfassung von Behälterglas

Behälterglas (Einwegflaschen und andere Glasverpackungen) wird ausschließlich im Bringsystem d.h. über entsprechende Container erfasst, die sich entweder in einem Wertstoffhof befinden oder frei zugänglich sind. Diese Form der Sammlung hat sich etabliert und liefert Altglas mit einem geringen Störstoffanteil. Die so erfasste Menge betrug 2010, wie im Vorjahr, 24,1 kg pro Einwohner. Das Werte von mehr als 30 kg/E'a wie am Ende der 90er Jahre nicht mehr erreicht werden, lässt sich mit dem Einsatz anderer Materialien wie Kunststoff sowie dünneren Wandstärken beim Glas erklären. Die in der Verpackungsverordnung vorgegebene Verwertungsquote (Verhältnis von verwerteter zur lizenzierten Menge) von 75 % wird derzeit deutlich übertroffen.

#### 3.4.2 Erfassung von Leichtverpackungen (LVP)

Unter dem Begriff Leichtverpackungen (LVP) werden unterschiedliche Verkaufsverpackungen, die über die dualen Systeme erfasst und verwertet werden, zusammengefasst. Dazu zählen neben Verpackungen aus Kunststoffe, wie Becher, Kunststoffflaschen und Folien, auch Metallverpackungen aus Aluminium und Weißblech sowie Verbundverpackungen, wie Getränkekartons und PPK-Verbunde. Im Jahr 2010 nutzten Bürger in 53 Städten und Landkreisen den Gelben Sack zur Erfassung anfallender Verkaufsverpackungen. In einem Landkreis und einer Stadt war ein 2-Sack-System installiert und in 10 Körperschaften die Gelbe Tonne. Damit ist die Anschlussquote an ein Holsystem für Verkaufsverpackungen leicht angestiegen und lag bei 57 %. Die restlichen bayerischen Einwohner sollen die LVP zum Wertstoffhof oder speziellen Sammelcontainern bringen. Die Art der Erfassung hat deutliche Auswirkungen auf die erfassten Mengen: Im Jahr 2010 wurden im bayerischen Durchschnitt 19,4 kg/Einwohner erfasst. Gebietskörperschaften mit gelber Tonne oder gelbem Sack lagen in der Regel deutlich darüber, wogegen in Gebietskörperschaften mit Bringsystem die erfassten LVP deutlich unter dem Durchschnitt lagen, im Fall einer Großstadt mit Bringsystem sogar unter 5 kg/E'a.

### 3.5 Erfassung weiterer Wertstofffraktionen

Auch weitere Wertstofffraktionen, die über eine Wertstofftonne erfasst werden könnten, werden in Bayern bereits gesammelt. 2010 erfassten 35 Körperschaften gut 11.000 Tonnen Kunststoffe, die nicht den Verkaufsverpackungen zuzuordnen sind. Bezogen auf die Einwohner, denen ein Erfassungssystem für solche Kunststoffe im Bilanzjahr zur Verfügung stand, fielen 2,9 kg an, von denen 51 % einer energetischen Verwertung zugeführt wurden. Auch wenn die



erfassten Mengen dort seit Jahren rückläufig sind, erfassen die Kommunen auch weiterhin Metalle. Aus der Sammlung und Sortierung waren dies im Jahr 2010 7,6 kg pro Einwohner und zusätzlich 3,4 kg pro Einwohner aus der thermischen Abfallbehandlung.

#### 4 EINFLÜSSE VON GEBÜHRENSYSTEMEN

Leistungsbezogene Gebührensysteme, d.h. Systeme bei denen Anzahl der Leerungen oder das Gewicht der Abfälle in die Gebührenberechnung einfließt, führen teilweise zu deutlichen Reduzierungen der Restmüllmenge. Im Gegenzug steigen die erfassten Wertstoffe an. Dieser Anstieg ist zumeist aber nicht so signifikant wie der Rückgang beim Restmüll. Damit der Anreiz zur illegalen Entsorgung nicht groß wird, sollte die Abfuhr einer realistischen Restmüllmenge in der Grundgebühr enthalten sein. Unter solchen Randbedingungen sollten sich Littering oder die Erhöhung der Störstoffanteile in Wertstofffraktionen in Grenzen halten.

#### 5 ZUSAMMENFASSUNG UND AUSBLICK

Die Abfallbilanz zeigt, dass sich mit Holsystemen größere Mengen an Wertstoffen erfassen und die Restmüllmengen reduzieren lassen. Restmüllsortierungen bestätigen, dass sich der Wertstoffanteil im Restmüll reduziert, wenn für diese Wertstoffe komfortable Holsysteme angeboten werden. Es erscheint deshalb durchaus sinnvoll, diese für die wichtigen und regelmäßig anfallenden Wertstoffe (Bioabfall, Papier und Leichtverpackungen) weiter auszubauen und sie dem Bürger zumindest anzubieten. Dagegen erscheint es fraglich ob in jedem Fall eine vollständige Flächendeckung angestrebt werden sollte. Beispielsweise kann eine Biotonne in Großwohnanlagen oder engen Innenstadtquartieren durchaus problematisch sein.

Für Wertstoffe, die seltener und in geringeren Mengen anfallen, erscheinen dagegen Bringssysteme durchaus sinnvoll und hier kann auch weiterhin auf den Wertstoffhof gesetzt werden. Dies gilt beispielsweise für Metalle und Nichtverpackungskunststoffe. Dort können aber auch spezielle Abfallfraktionen wie Elektro- und Elektronik-Altgeräte oder Problemabfälle unter geeigneten Randbedingungen angenommen werden.

Ob mit der vorgesehenen Wertstofftonne tatsächlich große Fortschritte bei der Erfassung von Wertstoffen erzielt werden können, wird dagegen eher skeptisch gesehen. Das Ziel ist derzeit die zusätzliche Erfassung von jährlich 7 kg pro Einwohner und Jahr Metallen und Nichtverpackungskunststoffen. Wie oben dargestellt, werden auch derzeit schon Metalle erfasst, sowohl durch Sammlung und Sortierung, aber auch im Rahmen der Aufbereitung von Müllverbrennungsrückständen. Dort würden sich die Mengen dann vermutlich reduzieren. Außerdem erscheint es fraglich, ob sich gemischte Kunststoffe unterschiedlicher Herkunft und Alters mit unbekanntem Inhaltsstoffen tatsächlich für eine höherwertige stoffliche Verwertung eignen. Sofern dann „nur“ eine Verwertung als Ersatzbrennstoff erfolgt, erscheint der Aufwand für eine solche Wertstofftonne fragwürdig. Ich denke die Diskussion, ob eine solche Wertstofftonne Sinn macht und wie sie sich ohne unverhältnismäßige Bürokratie und Nebenkosten organisieren ließe, wird uns noch eine Weile begleiten.

#### LITERATUR

- Bayerisches Landesamt für Umwelt (BayLfU, ed.) (2011) *Hausmüll in Bayern 2010*. Augsburg, Deutschland (download: LfU-Homepage unter Abfall > Daten [www.lfu.bayern.de/abfall/daten/index.htm](http://www.lfu.bayern.de/abfall/daten/index.htm)).
- Bundesministerium für Umwelt, Natur und Reaktorsicherheit (BMU) (2012) *Thesenpapier zur Fortentwicklung der haushaltsnahen Wertstoffverwertung*.
- Gesetz zur Förderung der Kreislaufwirtschaft und umweltverträglichen Bewirtschaftung von Abfällen Kreislaufwirtschaftsgesetz (KrWG) (2012). Berlin, Deutschland.

## Aufkommen von Lebensmittelabfällen in Deutschland

F. Schneider, S. Lebersorger & S. Scherhauser

*Universität für Bodenkultur Wien, Institut für Abfallwirtschaft, Wien, Österreich*

J. Barabosz, G. Hafner & M. Kranert

*Universität Stuttgart, Institut für Siedlungswasserbau, Wassergüte- und Abfallwirtschaft, Stuttgart, Deutschland*

**KURZFASSUNG:** Das vorliegende Paper basiert auf einer deutschlandweiten Studie und stellt die Fakten bezüglich Aufkommen und Vermeidbarkeit der Lebensmittelabfälle in Deutschland zusammen. Weiters werden Datenlücken, die zu einer Unsicherheit bei der Abschätzung führen, diskutiert. Aufgrund der Anfang 2012 zur Verfügung stehenden Daten zum Aufkommen an Lebensmittelabfällen in Deutschland wurde abgeschätzt, dass von der Lebensmittelindustrie bis zum Endverbraucher zwischen 8 und 15 Mio. Tonnen an Lebensmittelabfällen pro Jahr anfallen. Die Landwirtschaft wurde nicht betrachtet. Die Ergebnisse zeigen große Unsicherheiten v.a. im Bereich der Industrie, wo wenige Daten vorliegen und eine Übertragbarkeit zudem nur eingeschränkt möglich ist. Hinsichtlich der Vermeidbarkeit der Lebensmittelabfälle konnte eine Abschätzung nur im Großverbraucher- und Haushaltsbereich durchgeführt werden. Bei den Großverbrauchern könnten vermutlich bis zu 1,1 Mio. Tonnen vermieden werden. Von insgesamt 5,80 bis 7,54 Mio. Tonnen an Lebensmittelabfällen pro Jahr aus privaten Haushalten konnten rund 2,73 bis 3,54 Mio. Tonnen bzw. 33 bis 43 kg/EW als vermeidbar und 1,04 bis 1,36 Mio. Tonnen bzw. 13 bis 17 kg/EW als teilweise vermeidbar eingestuft werden, was insgesamt rund 65 % der Lebensmittelabfälle aus Haushalten entspricht.

### 1 EINLEITUNG

Lebensmittelabfälle werden mittlerweile in vielen Ländern auf politischer Ebene als Problem erkannt und entsprechende Maßnahmen zur Abschätzung des Aufkommens und der Zusammensetzung von Lebensmittelabfällen sowie dahinterliegender Gründe ergriffen. Am 19. Jänner 2012 hat das Parlament der Europäischen Union eine Entschließung verabschiedet, bis 2025 die Menge an Lebensmittelabfällen um 50 % zu reduzieren (Europäisches Parlament 2012), wobei allerdings bisher eine belastbare Datenbasis als Ausgangsgröße fehlt. Weiters soll laut Parlament das Jahr 2014 als „Europäisches Jahr gegen Lebensmittelverschwendung“ ausgerufen werden (Europäisches Parlament 2012).

Seit Ende 2010 rückte das Thema auch in Deutschland stark in den Vordergrund. Regional wurden Maßnahmen zur Vermeidung von Lebensmittelabfällen umgesetzt. Das große gesellschaftspolitische Interesse spiegelte sich in zahlreichen Veranstaltungen, Presseberichterstattungen sowie in den Besucherzahlen des Kinodokumentarfilms „Taste the Waste“ wider. Aktuelle wissenschaftlich fundierte Abschätzungen über das Aufkommen an Lebensmittelabfällen bzw. deren Vermeidbarkeit lagen für das gesamte Bundesgebiet von Deutschland nicht vor. Vorhandene Daten stammten aus den späten 1990er Jahren und fußten zumeist auf Erhebungen einzelner Bundesländer (vgl. Hilger 2000), die auf Deutschland hochgerechnet wurden bzw. auf der Auswertung statistischer Daten auf Basis Eurostat (Monier et al. 2010). Eine aktuelle Befragung von Haushalten zum Wegwerfverhalten in Bezug auf Lebensmittel lag für ganz Deutschland vor (Cofresco 2011), wobei diese jedoch lediglich das selbstberichtete Verhalten der Befragten abbildet. Vor diesem Hintergrund wurde vom deutschen Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz eine Studie zum Thema in Auftrag gegeben. Das Projektkonsortium setzte sich aus dem Institut für Siedlungswasserbau, Wassergüte- und Abfallwirtschaft der Universität Stuttgart (ISWA) und dem Institut für Abfallwirtschaft der Universität für Bodenkultur Wien (ABF-BOKU) zusammen.

## 2 ZIEL, METHODIK UND UNTERSUCHUNGSRAHMEN

Ziel der Studie war die Abschätzung des Aufkommens an Lebensmittelabfällen entlang der Wertschöpfungskette in Deutschland, die Darstellung der Ursachen für das Wegwerfen von Lebensmitteln, die Erarbeitung von Maßnahmen zur Reduktion der Wegwerfrate sowie die Identifikation von weiterem Forschungsbedarf. Das vorliegende Paper stellt die Fakten bezüglich Aufkommen und Zusammensetzung der Lebensmittelabfälle in Deutschland zusammen und diskutiert Datenlücken, die zu einer Unsicherheit bei der Abschätzung führen.

Der Untersuchungsrahmen erstreckte sich auf große Bereiche der Wertschöpfungskette: von der Lebensmittelindustrie über Groß- und Einzelhandel sowie Großverbraucher und private Haushalte. Der Bereich Landwirtschaft wurde aus der Betrachtung auf Wunsch des Auftraggebers ausgeklammert, da hier eine separate Studie vergeben wurde.

Für die Abschätzung wurde auf bereits vorliegende Informationen in Form von amtlichen Statistiken, nationaler und internationaler Fachliteratur, Umfrageergebnissen und Projektberichten zurückgegriffen. Die erhobenen Daten und Informationen wurden im Zuge von Expertengesprächen sowie mit Hilfe von stichprobenhaften Einzeluntersuchungen (z.B. Fragebogenerhebung in Lebensmittelindustrie) ergänzt. Wo immer möglich, wurden die Fragestellungen mit Hilfe der Methode der Triangulation (Blaikie 1991) unter Verwendung von mehreren Berechnungsansätzen abgeschätzt. So wurde beispielsweise bei den Großverbrauchern zunächst das Aufkommen für Einzelbereiche abgeschätzt, aufsummiert und mit einer Abschätzung über alle Großverbraucher verglichen. Als Datenbasis im Haushaltsbereich konnten einerseits Untersuchungsergebnisse aus Deutschland herangezogen werden (z.B. Witzhausen-Institut & IGW 2008, Kern & Funda 2009, Berthold & Hoeß 2010, ZASt 2010, Barabosz 2011), andererseits wurden vergleichbare Studien aus Österreich (z.B. Selzer 2010, Lebersorger und Schneider 2011, Lebersorger und Schneider 2012) in die Hochrechnung eingebunden.

Als "Lebensmittelabfälle" wurden alle während der Produktion, der Verarbeitung, der Zubereitung und dem Verzehr von Lebensmitteln anfallenden Abfälle definiert. Diese Gruppe unterteilt sich in weiterer Folge in

- "vermeidbare Lebensmittelabfälle", welche zum Zeitpunkt ihrer Entsorgung noch uneingeschränkt genießbar sind oder bei rechtzeitiger Verwendung genießbar gewesen wären,
- "teilweise vermeidbare Lebensmittelabfälle", welche ein Gemisch an vermeidbaren und nicht vermeidbaren Lebensmittelabfällen umfassen (z.B. Speisereste, Kantinenabfälle u.a.) und
- sowie "nicht vermeidbare Lebensmittelabfälle", welche bei der Speisenzubereitung entstehen und üblicherweise nicht gegessen werden (z.B. Schalen, Knochen).

## 3 ERGEBNISSE

### 3.1 *Aufkommen an Lebensmittelabfällen gesamt*

Aufgrund der Anfang 2012 zur Verfügung stehenden Daten zum Aufkommen an Lebensmittelabfällen in Deutschland wurde abgeschätzt, dass insgesamt zwischen 8 und 15 Mio. Tonnen an Lebensmittelabfällen pro Jahr anfallen. Abb. 1 zeigt die Minimum- und Maximumwerte, die aufgrund der verfügbaren Informationen abgeschätzt wurden.

Es ist zu erkennen, dass im Bereich Industrie eine sehr große Schwankungsbreite von 0,21 bis 4,58 Mio. Tonnen pro Jahr abgeschätzt wurde. Grund dafür ist die großteils mangelhafte Datengrundlage sowie eine sehr uneinheitliche Definition von Lebensmittelabfall in der verarbeitenden Industrie. So werden beispielsweise Lebensmittelabfälle, welche von einem Unternehmen an ein anderes zur Verwertung weitergegeben werden, in einigen Untersuchungen als Abfall, in anderen jedoch als Nebenprodukte oder ähnliches deklariert. Dadurch ergeben sich betriebsinternen Aufzeichnungen Unklarheiten, welche Abfälle oder Nebenprodukte wo verzeichnet wurden und ob es sich dabei um Lebensmittelabfälle im Sinne der vorliegenden Studie handelt oder nicht.

Ähnliche Datenunsicherheiten konnten auch im Bereich Handel beobachtet werden. Während eine Abschätzung basierend auf internationaler Literatur Werte zwischen 0,46 und 4,79 Mio. Tonnen pro Jahr ergibt, berechnete eine Studie der EHI Retail Institute GmbH einen jährlichen Umsatzverlust an Lebensmitteln im deutschen Handel von rund 1,1 %, was rund

0,31 Mio. Tonnen entspricht (EHI Retail Institute GmbH 2011). Dabei sind die in ganz Deutschland an soziale Einrichtungen zur Verteilung an sozial Benachteiligte weitergegebenen Mengen nicht enthalten. Eine zusätzliche Datenerhebung war für Deutschland nicht möglich, da alle kontaktierten Unternehmen auf die EHI Studie verwiesen und keine weiteren Daten bereitstellten. Es wurde daher auf Basis der EHI Studie mit Annahmen aus der internationalen Literatur angenommen, dass die untere Grenze an Lebensmittelabfällen aus dem Handel bei rund 0,53 Mio. t und der Maximalwert bei 0,57 Mio. Tonnen liegt. Eine Erhebung im Bereich Großhandel zeigte massive Datenlücken auf, da bezüglich Großmärkte lediglich Informationen zu organischen Abfällen vorlagen, welche neben Lebensmittelabfällen jedoch auch unbekannte Mengen an Pflanzenabfällen beinhalten. Diese Anteile konnten nicht extra ausgewiesen werden.

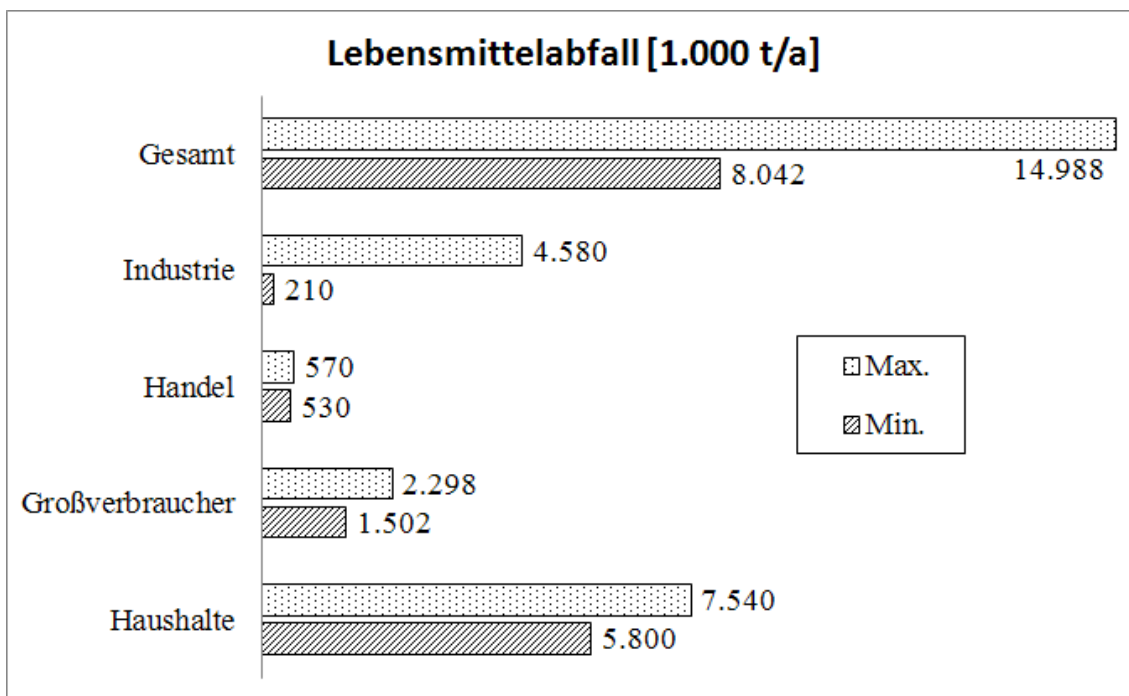


Abb. 1: Schwankungsbreiten der Lebensmittelabfälle in Deutschland entlang der Wertschöpfungskette.

Bei den Großverbrauchern (GV) wurde abgeschätzt, dass die insgesamt anfallenden Lebensmittelabfälle zwischen 1,50 und 2,30 Mio. Tonnen pro Jahr liegen. Die Verteilung auf die GV-Bereiche ergibt sich aus Abb. 2, welche die Abschätzung der Lebensmittelabfälle nach den Einzelbereichen der GV in Mio. Tonnen pro Jahr darstellt. Die Bereiche Bahn- und Flugverkehr sowie andere Einrichtungen mit gastronomischem Angebot (z.B. Sport-, Kulturveranstaltungen, Volksfeste) konnten aufgrund mangelnder Daten nicht für Deutschland hochgerechnet werden und sind in Abb. 2. daher nicht dargestellt.

Je nach GV konnte für die Hochrechnung auf Grundlegenden Daten wie Anzahl der Besuche, Bettenkapazität, Bettenauslastung, Lebensmittelabfälle je Nächtigung/pro Patient/Person pro Schultyp/pro Portion/pro Pflegeplatz, Anteil Schüler/Studenten mit Mittagsverpflegung etc. zurückgegriffen werden. Neben einer Abschätzung der einzelnen Bereiche wurde auch eine Hochrechnung über den gesamten Bereich der GV mittels zweier unterschiedlicher Berechnungsweg durchgeführt. Der erste Ansatz basierte auf der Anzahl der Besuche im Außer-Haus-Markt (Deutscher Fachverlag 2011) und einer durchschnittlichen Menge an Lebensmittelabfällen pro Portion. Ein zweiter Berechnungsweg verknüpfte die Ergebnisse einer Hochrechnung von Lebensmittelabfällen aus dem Jahr 1995 (Hilger 2000) mit aktuellen Einwohner- und Erwerbstätigenzahlen. Der Vergleich der Hochrechnung über die Aufsummierung der einzelnen Bereiche mit der Summe über den gesamten Bereich der Großverbraucher ergab eine relativ gute Übereinstimmung.

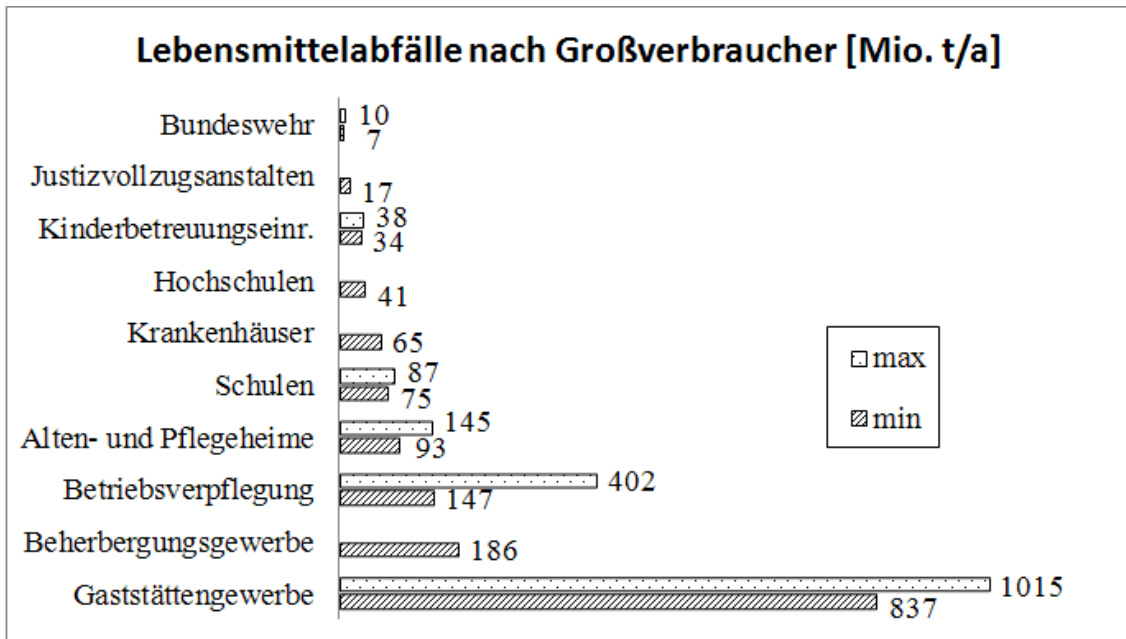


Abb. 2: Abschätzung des Aufkommens an Lebensmittelabfällen für GV in Mio. t pro Jahr, Maximal- und Minimalwerte, gerundet.

Für Lebensmittelabfälle aus privaten Haushalten wurde ein Aufkommen zwischen 5,80 und 7,54 Mio. Tonnen pro Jahr abgeschätzt. Inkludiert sind dabei sowohl die Mengen, die ins kommunale Entsorgungssystem (Restmüll, Biotonne) entsorgt werden, als auch jene, welche in die Eigenkompostierung oder das Kanalsystem eingebracht bzw. an Haustiere verfüttert werden.

### 3.2 Zusammensetzung der Lebensmittelabfälle hinsichtlich Vermeidbarkeit

Der Anteil an vermeidbaren Lebensmitteln konnte aufgrund der mangelnden Datenlage nicht für alle Teilbereiche abgeschätzt werden. Bei den GV wurde eine Abschätzung für die Summe der Lebensmittelabfälle durchgeführt. Nach Baier & Reinhard (2007) können etwa 49 % der Lebensmittelabfälle bei GV als vermeidbar eingestuft werden, was einer Größenordnung von bis zu 1,1 Mio. Tonnen pro Jahr entspricht.

Von den durchschnittlich rund 6,7 Mio. Tonnen bzw. 81,6 kg an Lebensmittelabfällen pro Einwohner und Jahr, die den Berechnungen zufolge von privaten Haushalten entsorgt werden, könnten etwa 47 % vermieden (entspricht 3,14 Mio. t bzw. 38,4 kg/EW.a) bzw. 18 % teilweise vermieden (entspricht 1,2 Mio. Tonnen bzw. 14,7 kg/EW.a) werden. Abb. 3 zeigt die minimal bzw. maximal abgeschätzten Werte für Lebensmittelabfälle aus Haushalten nach Vermeidbarkeit.

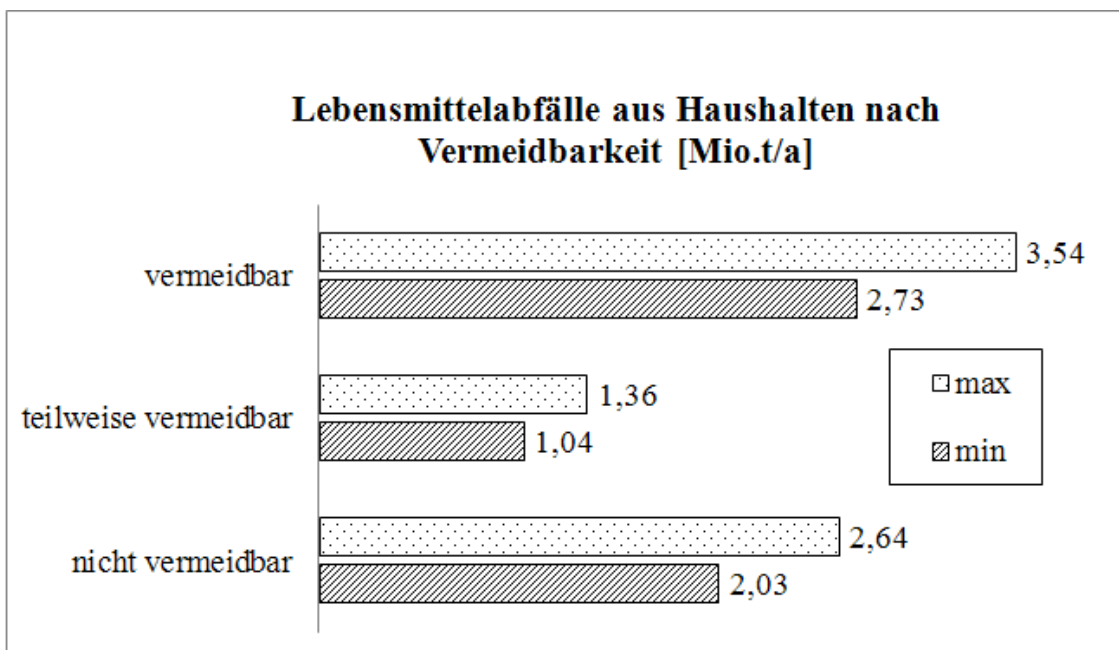


Abb. 3: Aufkommen an Lebensmittelabfällen aus Haushalten nach Vermeidbarkeit in Mio. Tonnen pro Jahr

#### 4 SCHLUSSFOLGERUNG UND ZUSAMMENFASSUNG

Zwischen 8 und 15 Mio. Tonnen an Lebensmittelabfällen fallen jährlich in Deutschland entlang der Wertschöpfungskette beginnend von der Lebensmittelindustrie bis zum Endverbraucher an. Dabei entfallen rund 61 % auf private Haushalte, je 17 % auf Industrie und Großverbraucher und 5 % auf den Handel. Bei der Betrachtung der Ergebnisse ist allerdings zu beachten, dass die Landwirtschaft gänzlich unberücksichtigt blieb und somit die relativen Verhältnisse verzerrt erscheinen.

Zudem zeigte sich, dass die vorliegende Informationsbasis für die einzelnen Bereiche sehr unterschiedlich ist. Öffentlich zugängliche Statistiken mit einheitlicher und eindeutiger Definition der Abfallarten liegen in Deutschland ebenso wenig vor wie in anderen Ländern. Generell ist meist unklar, welche Arten an Lebensmittelabfällen (z.B. Zubereitungsreste, Speisereste) in der Datenerfassung berücksichtigt wurden, oder welche Entsorgungswege sich in den Daten widerspiegeln. Oftmals werden lediglich jene Mengen erfasst, die über die kommunale Sammlung entsorgt werden, während in die Kanalisation eingebrachte Lebensmittel oder Mengen zur Verwertung nicht einbezogen werden.

Besonders im Bereich der privaten Unternehmen sind, wenn überhaupt, Informationen aus einzelnen Betrieben verfügbar, welche jedoch aufgrund der verschiedenen Strukturen meist nicht auf andere Betriebe übertragbar sind. Die Datenlage in der verarbeitenden Industrie sowie im Handel basiert daher auf einer sehr geringen Informationstiefe, wodurch sich in der vorliegenden Studie eine große Schwankungsbreite v.a. in der Industrie ergibt.

Für eine Hochrechnung im Bereich der Großverbraucher liegen wichtige statistische Grundlegendaten nicht öffentlich verfügbar vor. Die jährlich vom Deutschen Fachverlag ermittelte Anzahl an Besuchen im Außer-Haus-Markt inkludiert Krankenhäuser, Altenheime, Gefängnissen und Cateringunternehmen nicht. Volumendaten, wie die Anzahl ausgegebener Mahlzeiten, liegen nur vereinzelt vor, fehlen jedoch beispielsweise im Gaststättengewerbe, welches die mengenmäßig größte Bedeutung der Großverbraucher hat. Informationen zum Beherbergungsgewerbe liegen meist nur in Kombination mit anderen Großverbrauchern wie Gaststätten oder Supermärkten vor, sodass eine alleinige Betrachtung des Beherbergungsgewerbes nur sehr eingeschränkt möglich ist. Bezüglich Lebensmittelabfälle in Krankenhäusern konnte eine große Anzahl an Studien erhoben werden, welche jedoch sehr unterschiedliche Bezugsgrößen für Lebensmittelabfälle heranziehen. Ein Vergleich bzw. eine Umrechnung ist dann nur möglich,

wenn Zusatzinformationen wie Besucherzahlen, die Bettenanzahl oder die Anzahl der Beschäftigten verfügbar sind. Informationen zur Zusammensetzung von Lebensmittelabfällen hinsichtlich ihrer Vermeidbarkeit liegen nur in den wenigsten Fällen vor. Zumeist konnten nur in einzelnen Bereichen Anhaltspunkte gefunden werden, für eine generelle Hochrechnung ist die Datenlage jedoch nicht ausreichend. Hingegen konnte im Haushaltsbereich durch eine Zusammenschau verschiedenster Studien aus unterschiedlichen Ländern insgesamt eine homogene Abschätzung getroffen werden. Durch die Berücksichtigung einer Vielzahl an Untersuchungen bezüglich Haushalte konnten Mängel in Hinblick auf Vernachlässigung der Feinfraktion (z.B. Fraktion kleiner 20 mm oder 40 mm), Ausblenden von Produktgruppen (z.B. keine Getränkeabfälle berücksichtigt), Datenlücken außerhalb der kommunalen Sammelsysteme (z.B. in den Kanal entsorgte bzw. an Haustiere verfütterte Lebensmittel) etc. ausgeglichen werden.

## 5 DANKSAGUNG

Gefördert durch das Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz aufgrund eines Beschlusses des Deutschen Bundestages sowie über die Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung (BLE), Förderkennzeichen 2810HS033.

## LITERATUR

- Baier, U. & Reinhard, B. (2007) *Bewirtschaftung organischer Abfälle aus Großküchen im Kanton Aargau*. Hrsg.: HSW Hochschule Wädenswil.
- Barabosz, J. (2011) *Konsumverhalten und Entstehung von Lebensmittelabfällen in Musterhaushalten*. Diplomarbeit, Universität Stuttgart.
- Berthold, E. & Hoeß, P. (2010) *Durchführung einer Hausmüllanalyse in der Landeshauptstadt Stuttgart*. Endbericht. Im Auftrag des AWS Abfallwirtschaft Stuttgart.
- Blaikie, N.W.H. (1991) A critique of the use of triangulation in social research. *Quality & Quantity*. Bd. 25, 2, 115-136.
- Cofresco Frischehalteprodukte GmbH & Co. KG (2011) *Das Wegwerfen von Lebensmitteln - Einstellungen und Verhaltensmuster, Ergebnisse Deutschland*. Save Food Studie. ([www.cofresco.de/pdf/Results\\_Save\\_Food\\_Study\\_Germany.pdf](http://www.cofresco.de/pdf/Results_Save_Food_Study_Germany.pdf)).
- Deutscher Fachverlag (2011) *Jahrbuch Außer-Haus-Markt 2010/2011*. s.l.: Verlagsgruppe Deutscher Fachverlag.
- EHI Retail Institute GmbH (2011) *Nahrungsmittelverluste im Lebensmitteleinzelhandel*. Köln: s.n.
- Europäisches Parlament (2012) *Parlament will Lebensmittelverschwendung in der EU stoppen*. Pressemitteilung der Plenartagung Landwirtschaft vom 19.1.2012 ([www.europarl.europa.eu/news/de/press-room/content/20120118IPR35648/html/Parlament-will-Lebensmittelverschwendung-in-der-EU-stoppen](http://www.europarl.europa.eu/news/de/press-room/content/20120118IPR35648/html/Parlament-will-Lebensmittelverschwendung-in-der-EU-stoppen)).
- Hilger, J. (2000) *Struktur- und Absatzplanung für die Verwertung von Speiseresten als Futtermittel*. Bonn: Rheinische Friedrich-Wilhelms-Universität. Dissertation.
- Kern, M. & Funda, K. (2009) Durchführung von Restmüllanalysen im Landkreis Rendsburg-Eckernförde. Witzenhausen-Institut i. Auftrag der AWR Abfallwirtschaftsgesellschaft Rendsburg-Eckernförde mbH.
- Lebersorger, S. & Schneider, F. (2011) Discussion on the methodology for determining food waste in household waste composition studies. *Waste Management* 31 pp. 1924-1933, doi:10.1016/j.wasman.2011.05.023.
- Lebersorger, S. & Schneider, F. (2012) *Detailanalyse der Feinfraktion im Zuge der Restmüllanalyse 2010/2011 in NÖ*. Unveröffentlichter Projektbericht. Im Auftrag des Amtes der NÖ Landesregierung, Abteilung Umweltwirtschaft und Raumordnungsförderung, Wien.
- Monier, V., Mudgal, S., Escalon, V., O'Connor, C., Anderson, G., Montoux, H., Reisinger, H., Dolley, P., Ogilvie, S., Gareth & Morton G. (2010) *Preparatory study on food waste across the EU 27*. European Commission (DG ENV) Directorate C-Industry (Ed.), Contract #: 07.0307/2009/540024/SER/G4.
- Selzer, M.M. (2010) *Die Entsorgung von Lebensmitteln in Haushalten: Ursachen – Flüsse – Zusammenhänge*. Diplomarbeit, Universität für Bodenkultur Wien.
- Witzenhausen-Institut & IGW (2008) *Optimierung der biologischen Abfallbehandlung in Hessen*. Im Auftrag des Hessischen Ministeriums für Umwelt, ländlichen Raum und Verbraucherschutz. Witzenhausen: s.n.
- ZASt (2010) *Hausmüllanalyse 2009/2010*. Endbericht Landkreis Hildburghausen. Erlenbach am Main: s.n.

# Lebensmittel als Abfall aus Produktion/Verarbeitung/Konsum

M. Merstallinger & W. Hauer

*Technisches Büro HAUER Umweltwirtschaft GmbH, Korneuburg, Österreich*

**KURZFASSUNG:** Der Verlust an Lebensmitteln im Produktions-, Verarbeitungs-, Lagerungs- und Distributionsprozess, sowie die durch den Endkunden (Konsumenten) weggeworfenen Lebensmittel sind in den letzten Jahren in den Fokus sowohl der Abfallwirtschaft, als auch von sozialen und ethischen Überlegungen gekommen.

Erstmals wurden dazu im Jahr 2010 im Auftrag des Lebensministeriums österreichweite Abfallanalysen im Rest-, Sperr- und Gewerbemüll durchgeführt, um eine gesicherte Datengrundlage über die Menge weggeworfener Lebensmittel in Österreich zu erhalten. Darüber hinaus liegen Messwerte aus Untersuchungen über weggeworfene Lebensmittel in getrennt gesammelten biogenen Abfällen aus mehreren Bundesländern vor.

Zusätzlich zu den Ergebnissen dieser umfangreichen Analysen gibt eine Gesamtbetrachtung der Verluste an Lebensmitteln Aufschluss darüber, wie die derzeit im Abfall gefundenen Mengen an Lebensmitteln im internationalen Vergleich zu bewerten sind. Dazu wurden Daten aus einer Studie der FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations: Global Food Losses and Food Waste) aus dem Jahre 2011 herangezogen, in der die Verluste an Lebensmitteln weltweit verglichen wurden.

## 1 EINLEITUNG

Der Verlust an Lebensmitteln im Produktions-, Verarbeitungs-, Lagerungs- und Distributionsprozess, sowie die durch den Endkunden (Konsumenten) weggeworfenen Lebensmittel sind in den letzten Jahren in den Fokus sowohl der Abfallwirtschaft als auch von sozialen und ethischen Überlegungen gekommen.

Hinsichtlich der Mengen an weggeworfenen Lebensmitteln gab es bereits einige regionale Untersuchungen und daraus resultierende Hochrechnungen, aber bis 2010 keine österreichweiten, einheitlichen Analysen um diese Mengen auch statistisch zu quantifizieren.

Erstmals wurden dazu im Jahr 2010 im Auftrag des Lebensministeriums österreichweite Abfallanalysen im Rest-, Sperr- und Gewerbemüll durchgeführt, um eine gesicherte Datengrundlage über die Menge weggeworfener Lebensmittel zu erhalten. Darüber hinaus gibt es Analysen in mehreren Bundesländern, bei denen auch die weggeworfenen Lebensmittel in getrennt gesammelten biogenen Abfällen untersucht wurden.

## 2 WEGGEWORFENE LEBENSMITTEL IM REST-, GEWERBE- UND SPERRMÜLL IN ÖSTERREICH

Im Rahmen der bundesweit durchgeführten Analysen des Haus-, Sperr- und Gewerbemülls zur Überprüfung der Verpackungsrestmengen laut Verpackungs-Verordnung wurden im Jahr 2010 auch Analysen hinsichtlich des Anteiles bzw. der Menge an Lebensmitteln im Müll durchgeführt. Dabei wurde eine eindeutige Abgrenzung zwischen weggeworfenen Lebensmitteln einerseits und Küchen- und Speiseresten bzw. Resten aus der Essenszubereitung andererseits getroffen. Zusätzlich wurden vier Kategorien von Abfällen von Lebensmitteln definiert, die eindeutig im Rahmen von manuell durchgeführten Sortieranalysen erfasst werden können. Dabei wurde



eine Unterscheidung in verpackte und nicht verpackte, sowie in originale und angebrochene Lebensmittel vorgenommen. Zusätzlich wurden bei allen verpackten Lebensmitteln auch die Gewichte der Verpackungen erhoben, um eine Netto-Lebensmittelmasse bestimmen zu können.

### 3 ABGRENZUNGEN UND KATEGORIEN

Ausgehend von bereits durchgeführten Analysen, sowohl eigenen als auch von anderen Institutionen wurden folgende Abgrenzungen für die Bestimmung von Lebensmittelabfällen im Systemmüll definiert:

- Nur eindeutig als Lebensmittel erkennbare Bestandteile werden aussortiert,
- Abfälle aus der Essenszubereitung werden nicht berücksichtigt und
- Essens- und Speisereste werden nicht berücksichtigt.

Aufbauend auf diesen Randbedingungen wurden vier Kategorien definiert, die diesen Anforderungen entsprechen und auch im Rahmen von manuell durchgeführten Sortieranalysen erfasst werden können:

Vier Kategorien von Lebensmittelabfällen:

- Ganze Lebensmittel in Original-Verpackung: Alle Lebensmittel in der ungeöffneten Originalverkaufsverpackung, zusätzlich aber auch in der Feinkostabteilung abgepackte Wurstsemmeln, Salatschüsselchen und Backwaren mit beschrifteter Verpackung,
- Angebrochene Lebensmittel mit Original-Verpackung: Lebensmittel, die noch in der Originalverpackung sind, aber bereits teilweise verbraucht wurden. Es müssen zumindest 10 % des Lebensmittels noch vorhanden sein,
- Ganze Lebensmittel ohne Verpackung: Alle Lebensmittel, die noch als gesamtes Stück vorliegen (auch verfault), ohne original Verpackung. (z.B.: ganze Backwaren, Obst und Gemüse) und
- Angebrochene Lebensmittel ohne Verpackung: Bei angebrochenen Lebensmitteln ohne original Verpackung müssen zumindest 10 % des Lebensmittel noch vorhanden sein. „Reste“ wie z.B. Käserinde, Wurstschnipsel etc. zählen nicht dazu. Es muss der Grundsatz, dass eine weitere Verwendung noch möglich gewesen wäre, gelten. (z.B.: Teile von Backwaren, Obst, Gemüse, etc.).

Unsicherheiten bei der Analyse von Abfällen bleiben die im Sammelfahrzeug verursachte teilweise Zerkleinerung bzw. Beschädigung von ganzen Lebensmitteln. Aufgrund der getroffenen Abgrenzungen und definierten Kategorien wird aber sichergestellt, dass die erfassten Mengen als gesicherte untere Grenze angesehen werden können.

### 4 ANALYSEN (STICHPROBENUMFANG/CLUSTER/DURCHFÜHRUNG):

Zur Sicherung einer repräsentativen Untersuchung unter Berücksichtigung unterschiedlicher Strukturen sowie zum Erzielen einer höheren Genauigkeit der Ergebnisse wurde eine Schichtung der 2.358 Gemeinden Österreichs in fünf Cluster vorgenommen.

Dem Schichtungsmodell liegen verschiedene soziodemographische Daten als Schichtungsmerkmale zugrunde. Als Kriterien für die Schichtenbildung wurden Kennzahlen zur wirtschaftlichen Struktur, zur Siedlungsstruktur, sowie zu Einkommen und Konsum herangezogen. Innerhalb der einzelnen Schichten sind die Gemeinden einander aufgrund der Ausprägungen der verwendeten Merkmale möglichst ähnlich.

Die Wahl der Gemeinde als kleinste zu betrachtende Einheit bietet sich deshalb an, weil für jede Gemeinde sowohl die für die Schichtung erforderlichen Strukturdaten als auch konkrete Daten über die Systemmüllmengen vorliegen.

Die Erfahrung zeigt, dass sich für die einzelnen Schichten signifikant unterschiedliche Mittelwerte für die spezifischen Systemmüllmengen ergeben und die Streuung der Stichprobenergebnisse innerhalb der Schichten zumeist enger ist als wenn über die ungeschichtete Grundgesamtheit gemessen würde.

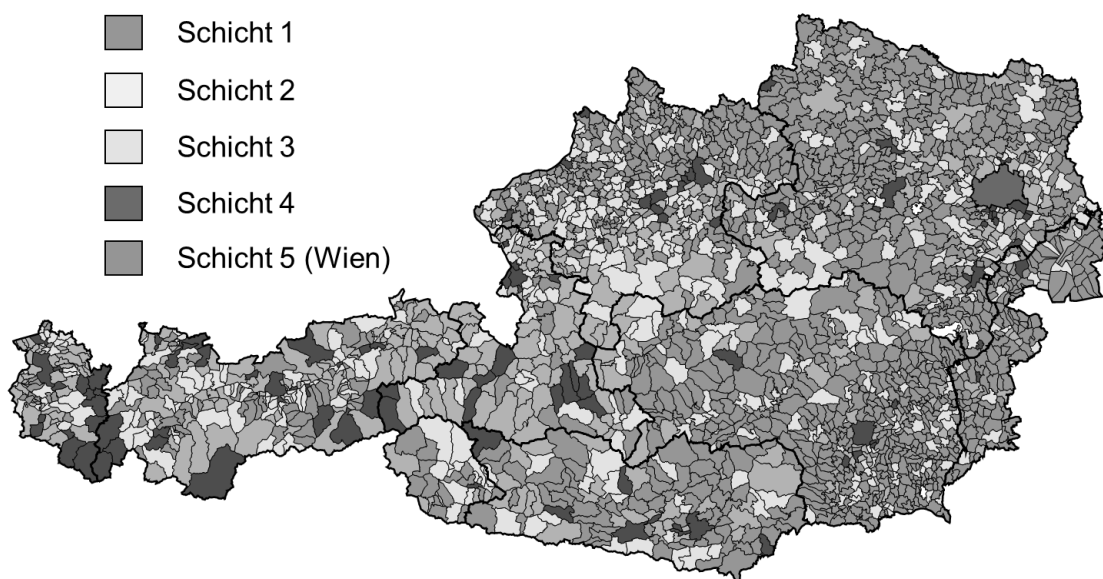


Abb. 1: Zuordnung der Gemeinden zu den fünf Schichten.

Aufgrund dieser Clusterbildung können auch Aussagen über die Menge an weggeworfenen Lebensmitteln nach Gebieten unterschiedlicher Struktur getroffen werden.

Insgesamt wurden über ein halbes Jahr verteilt 1.360 Proben mit einer Gesamtmasse von knapp 29.000 kg analysiert.

## 5 ANALYSEN VON SPERR- UND GEWERBEMÜLL

Die Analyse von Gewerbemüll und Sperrmüll fand durch eine optische Beurteilung der als Gewerbemüll oder Sperrmüll zu den Abfallbehandlungsanlagen oder Umladestellen angelieferten Abfälle statt. Die Erhebung der Daten erfolgte im Zeitraum von Ende Juni bis Ende September 2010. Die Anlagen wurden flächendeckend in ganz Österreich mit Schwerpunkt auf den gewerblichen Kernzonen ausgewählt. Dabei wurden vor allem die Anlagen, bei denen große Mengen pro Tag angeliefert werden, ausgewählt.

Insgesamt wurden an 14 Standorten von privaten und kommunalen Entsorgungsunternehmen insgesamt 1.236 Anlieferungen aus dem Bereich des Gewerbe- und des Sperrmülls mit einem Volumen von 22.750 m<sup>3</sup> und einer Masse von 3.950 Tonnen bewertet.

## 6 ERGEBNISSE

Im Systemmüll wurden inklusive der Verpackungen (VP) 7,8 Gew.-% an Lebensmitteln festgestellt. Um die Menge an Lebensmitteln unverpackt festzustellen, wurden die verpackten Lebensmittel so ausgepackt, wie dies bei üblichem Gebrauch geschieht. Das heißt, dass die Verpackungen entleert, nicht jedoch gesäubert wurden. Restinhalte, wie sie üblicherweise auch bei vollständigem Verbrauch der Lebensmittel in den Verpackungen bleiben, blieben auch bei der Messung in den Verpackungen.

Bei den original verpackten Lebensmitteln wurde ein Anteil der Verpackung von 11 % festgestellt, bei den angebrochenen Lebensmitteln ein Anteil von rund 19 %. Die Verpackungen bestehen aus allen handelsüblichen Packstoffen wie Papier, Glas, Kunststoff, Metall und Materialverbund.

Tab. 1: Lebensmittel im Systemmüll

	Anteil in Gew.-% (inkl. VP)	Masse in Tonnen (inkl. VP)	Masse der VP in Tonnen	Masse in Tonnen (ohne VP)
ganze Lebensmittel mit Original-Verpackung	1,5 %	19.800 Tonnen	2.200 Tonnen	17.600 Tonnen
angebrochene Lebensmittel mit Original-Verpackung	3,3 %	44.600 Tonnen	8.500 Tonnen	36.100 Tonnen
ganze Lebensmittel ohne Verpackung	1,2 %	16.600 Tonnen	0 Tonnen	16.600 t Tonnen
angebrochene Lebensmittel ohne Verpackung	1,9 %	25.800 Tonnen	0 Tonnen	25.800 Tonnen
Lebensmittel Gesamt	7,8 %	106.800 Tonnen	10.700 Tonnen	96.100 Tonnen

Hinsichtlich der Quelle der Lebensmittel ist auffällig, dass insbesondere in den sehr ländlichen Gebieten mit etwa 6 % besonders wenige Lebensmittel im Systemmüll vorzufinden waren (Schicht 1). In allen anderen Siedlungs- und Wirtschaftsstrukturen ist der Anteil der Lebensmittel bei etwa 8 % konstant (siehe linker Teil der Abb. 2). Bewertet mit den Müllmengen sind in den ländlichen Gebieten (Schicht 1) rund 5 kg Lebensmittel je Einwohner und Jahr im Müll, während dies in städtischen und wirtschaftlich starken Regionen (Schicht 4 und 5) 17 bis 22 kg je Einwohner und Jahr sind.

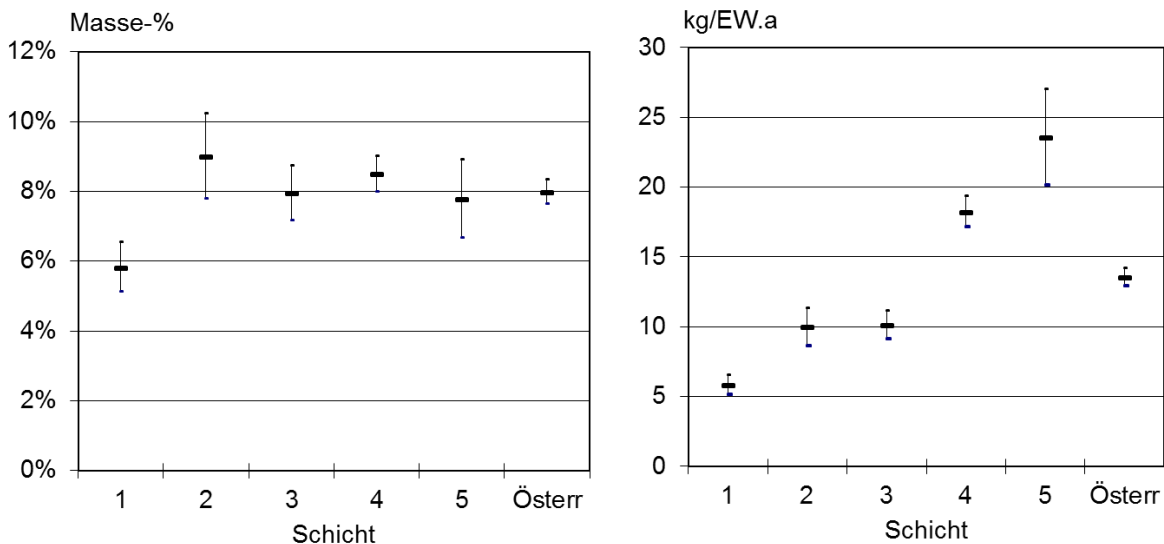


Abb. 2: Anteile und spezifische Mengen an Lebensmitteln im Systemmüll nach Schichtzugehörigkeit der Gemeinde.

Im Gewerbemüll sind fast ausschließlich original verpackte Lebensmittel vorzufinden, und zwar mit einem Anteil von ein bis zwei Prozent. Das sind etwa 12.000 Tonnen bis 25.000 Tonnen pro Jahr.

Anlieferungen von Lebensmitteln zur Beseitigung sind selten. In diesen seltenen Fällen werden aber meist größere Mengen angeliefert. Diese Anlieferungen gehen entweder auf Fehler in der Distributionskette, wie der Ausfall eines Kühlhauses, zurück, oder sind geplante Umstellungen im Sortiment.

In den analysierten Abfallfraktionen „Hausmüll“ sowie „Gewerbe- und Sperrmüll“ wurden insgesamt rund 110.000 Tonnen bis 120.000 Tonnen pro Jahr an Lebensmitteln festgestellt.

Diese Menge ist als Mindestmenge zu sehen, da nur jene Lebensmittel als solche erfasst wurden, die nach der Entleerung aus den Müllsammelfahrzeugen noch als solche identifizierbar waren. In den Mengen nicht enthalten sind Speise- und Zubereitungsreste wie z.B. Bananen- und Orangenschalen, Salatstrunk, Nussschalen, Kaffeesud, etc.

Ebenfalls nicht in den Mengen enthalten sind Lebensmittel, die mit anderen Abfällen gesammelt werden, wie z.B. in der Biotonne, oder die direkt zu Verwertungsanlagen wie etwa Biogasanlagen oder Kompostanlagen gebracht werden, oder die verfüttert werden.

## 7 LEBENSMITTELABFÄLLE IM GETRENNT GESAMMELTEN BIOABFALL

Neben den Abfallströmen von Rest-, Sperr- und Gewerbemüll stellt auch die getrennte Sammlung von biogenen Abfällen einen Abfallstrom dar, der nennenswerte Lebensmittelabfälle beinhalten könnte. Dieser Fragestellung wurde mittlerweile im Rahmen von Untersuchungen in zwei Bundesländern nachgegangen.

Als besonders interessant stellt sich dabei die Verteilung der Lebensmittelabfälle auf Restmüll und getrennt gesammelten Bioabfall dar. Hier gibt es aufgrund der unterschiedlichen Schwerpunkte und Sammelmethode bei der getrennten Bioabfall Sammlung erhebliche Unterschiede.

Im städtischen Gebiet mit einem Schwerpunkt der Bioabfallsammlung auf Grünabfällen, lag der Anteil der im Bioabfall erhobenen Lebensmittelabfälle nur bei 7 %. Es fallen also über 90 % der Lebensmittelabfälle direkt im Restmüll an.

In Regionen mit einer Ausrichtung der Bioabfallsammlung auf Küchen- und Speiseabfälle liegen die Anteile, der mit dem Bioabfall erfassten Lebensmittelabfälle, teilweise erheblich höher und erreichen sogar rund 55 % (siehe Abb. 3 Region C).

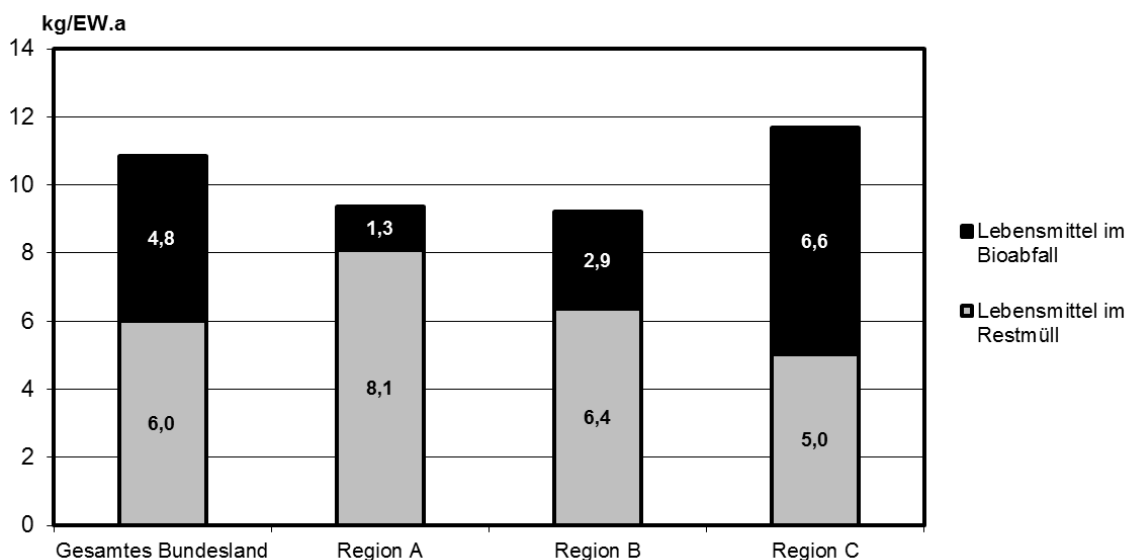


Abb. 3: Lebensmittelabfälle im Restmüll und im getrennt gesammelten Bioabfall in kg/EW.a

Eine eingeschränkte bzw. nicht flächendeckende Sammlung von Bioabfall führt zu einer Verschiebung der Lebensmittelabfälle von der Biotonne in die Restmülltonne, wie es in Region A in Abb. 3 zu erkennen ist.

Eine Einschätzung, welche Mengen an Lebensmittelabfällen mit der getrennten Sammlung von biogenen Abfällen in Österreich anfallen, lässt sich aufgrund der zwei durchgeführten Untersuchungen nur bedingt vornehmen. Die Bandbreite reicht von rd. 2 bis 7 kg pro Einwohner und Jahr, was einer Jahresmenge in Österreich von 16.000 Tonnen bis 56.000 Tonnen entspricht.

Im Bioabfall treten auch Mengen an Lebensmittel auf, die möglicherweise als solche nie im Handel waren. Das ist vor allem Fallobst und Gemüse aus privaten oder gewerblichen Obst- und Gemüsegärten, das weder für den Verkauf noch für den Verzehr genutzt wurde.

## 8 WELTWEITE VERLUSTE AN LEBENSMITTELN:

Während in den Österreichischen Medien der Fokus zumeist nur auf die durch den Konsumenten weggeworfenen Lebensmittel gelegt wurde, sollten im Sinne einer Gesamtbetrachtung auch die vorgeschalteten Bereiche der Produktion, Verarbeitung, Lagerung und Distribution einbezogen werden. In der oben genannten Studie der FAO aus dem Jahr 2011 wurde ein weltweiter Vergleich angestellt, welche Anteile an der gesamten Lebensmittelproduktion verloren gehen und vor allem in welchen Bereichen des Produktions- und Verbrauchszyklus. Dabei wurden die Bereiche Landwirtschaft (Anbau/Ernte), Verarbeitung, Distribution und Konsumation unterschieden. Insgesamt zeigt die Studie, dass die Gesamtmenge der Verluste an Lebensmitteln im internationalen Vergleich ähnlich ist, nur die Bereiche unterscheiden sich teilweise recht stark. Während in den Ländern mit niedrigen Einkommen Afrikas und Asiens die Verluste zum größten Teil im Bereich der Landwirtschaft, Verarbeitung und Distribution liegen, sind in industrialisierten Ländern Nordamerikas und Europas die Verluste verstärkt im Bereich der Konsumenten und somit im Hausmüll zu finden.

## LITERATUR

- Food and Agriculture Organization of the United Nations (2011) *Global Food Losses and Food Waste*.
- TBHauer, FHA-Analytik (2011) *Lebensmittelabfälle in Haus-, Gewerbe- und Sperrmüll in Österreich 2010*.
- Auswertungen aus *Rest- und Bioabfallanalysen in Österreich* aus den Jahren 2009, 2011 und 2012.

# Lebensmittel in Hausmüll – Mengen, Indikatoren und ökonomische Relevanz

F. Vaak & S. Gäth

*Professur für Abfall- und Ressourcenmanagement, Justus-Liebig-Universität, Gießen, Deutschland*

**KURZFASSUNG:** Unter dem Aspekt der Ernährungssicherung und Ressourcenschonung wird das Thema Lebensmittelverschwendung zunehmend diskutiert. In der vorliegenden Arbeit wird sich der Fragestellung gewidmet, welche Menge an entsorgten Lebensmitteln in privaten Haushalten in der Bundesrepublik Deutschland anfallen. Ein weiterer Schwerpunkt der Untersuchung wird auf eine Verbindung von soziodemographischen Merkmalen und der Abfallmenge gelegt. Die Erhebung zeigt, dass durchschnittlich pro Kopf und Jahr 43 kg mit einem Wert von rund 100 Euro an Lebensmitteln entsorgt werden. Eine Abhängigkeit zwischen Haushaltsgröße, Alter, Einkommen oder der Kinderanzahl und dem Abfallaufkommen kann nicht bestimmt werden. Die Betrachtung des Bildungsstandes zeigt, eine Korrelation zwischen einem steigenden Bildungsniveau und einer geringeren Abfallquote. Des Weiteren bekräftigen die Daten eine Nutzung von Einkaufszetteln als eine Maßnahme, um Lebensmittelabfälle zu reduzieren. Somit ist das Abfalltagebuch eine Mittel zur Bewusstseinsweiterung von Personen, welche zu einer Sensibilisierung der Thematik für Lebensmittelabfälle beitragen kann.

## 1 EINLEITUNG

Die kontinuierliche Lieferung aller Güter an die Supermärkte führt dazu, dass die Konsumenten durchschnittlich zwischen 50.000 Produkten im Handel wählen können (Kantor et al. 1997). Durch das stetig steigende Angebot der Waren im Supermarkt und der mit der Produktion der Güter im Zusammenhang stehenden Umweltbelastung wird das Thema der Nachhaltigkeit im Agrar- und Ernährungssektor zunehmend thematisiert. Schätzungen zur Folge nimmt die Lebensmittelkette ein Fünftel des gesamten Material- und Energieverbrauchs der Güterproduktion in Anspruch (BUND et al. 1996). Einen wesentlichen Einflussfaktor bei der Masse der Lebensmittelabfälle stellen die Konsumenten dar. Durch falsche Lagerung, unsachgemäße Handhabung verderben die Produkte oder werden entsorgt. Obwohl die Problematik starke Auswirkungen auf die Umwelt hat, konnte bis zum Jahr 2011 nur auf Daten von der Toppits initiierten Cofresco-Studie (Cofresco 2011) zurückgegriffen werden.

## 2 MATERIAL UND METHODIK

Für die vierwöchige Erhebung des Abfallaufkommens wurden von 30 Haushalten aus dem Landkreis Schmalkalden-Meiningen / Thüringen im Zeitraum von Juni 2011 bis Mitte August 2011 Daten analysiert. Mittels Befragungen wurden von den Probanden die soziodemographischen Daten erfasst. Die Studienteilnehmer wurden gebeten, ein Lebensmittelabfalltagbuch zu führen, um eine Protokollierung der in den Abfall gelangten Produkte sowie der Menge dieser zu erhalten. Abschließend erfolgte eine Befragung nach den Erfahrungswerten im Umgang mit dem Abfalltagebuch und Verhaltensänderungen.

### 3 ERGEBNISSE

#### 3.1 Massebezogenen Lebensmittelabfalldaten von den Privathaushalten

Während der vierwöchigen Erhebung entsorgten die 30 Privathaushalte rund 197 kg an Lebensmitteln. Das führt zu einer durchschnittlichen Pro-Kopf-Menge von 3,3 kg in vier Wochen. Das Abfallaufkommen nimmt einen monetären Gesamtwert von 441,50 Euro \* 28 d<sup>-1</sup> ein. Folglich wurden Lebensmittel in einen Wert von 7,40 Euro \* 28 d<sup>-1</sup> pro Kopf entsorgt. Eine jährliche Betrachtung der Angaben zeigt, dass pro Kopf eine Masse von rund 43 kg mit einem Wert von fast 100 Euro entsorgt wird. Der größte Anteil der entsorgten Produkte entfällt auf Obst- und Gemüse (Abb. 1). Die zweithäufigste Lebensmittelkategorie stellen Getränke dar, mit einem Anteil von 15 %, gefolgt von Backwaren und Fertiggerichten. Süßwaren und Knabbereien nehmen den geringsten Anteil in den Lebensmittelabfällen ein.

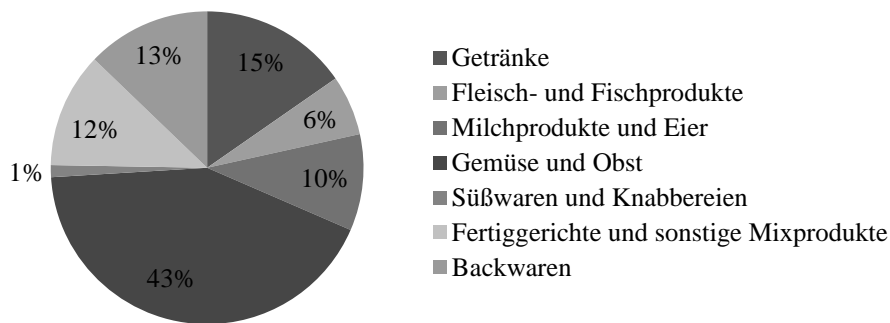


Abb. 1: Prozentuale Verteilung der massebezogenen Lebensmittel- und Speiseabfälle der Haushalte nach Kategorien

Der Vergleich der prozentualen Abfallwerte von der Cofresco-Studie und der vorliegenden Untersuchung zeigen annähernd gleiche, massebezogene Ergebnisse. Zu kritisieren ist, dass in der Cofresco-Erhebung die Getränkeabfälle unberücksichtigt blieben (Cofresco 2011). Jedoch konnte in der vorliegenden Untersuchung gezeigt werden, dass diese einen erheblichen Anteil an Lebensmittelabfällen ausmachen und auch hier Maßnahmen zu Reduzierung angesetzt werden müssen.

Im Jahr 2012 wurde vom ISWA-Institut eine Studie veröffentlicht, die sich ebenfalls mit der Massebestimmung der Lebensmittelabfälle in Deutschland beschäftigt. Werden die Ergebnisse verglichen, kann eine ähnliche prozentuale Verteilung in allen Produktklassen festgestellt werden (Abb. 2) (Kranert et al. 2012).

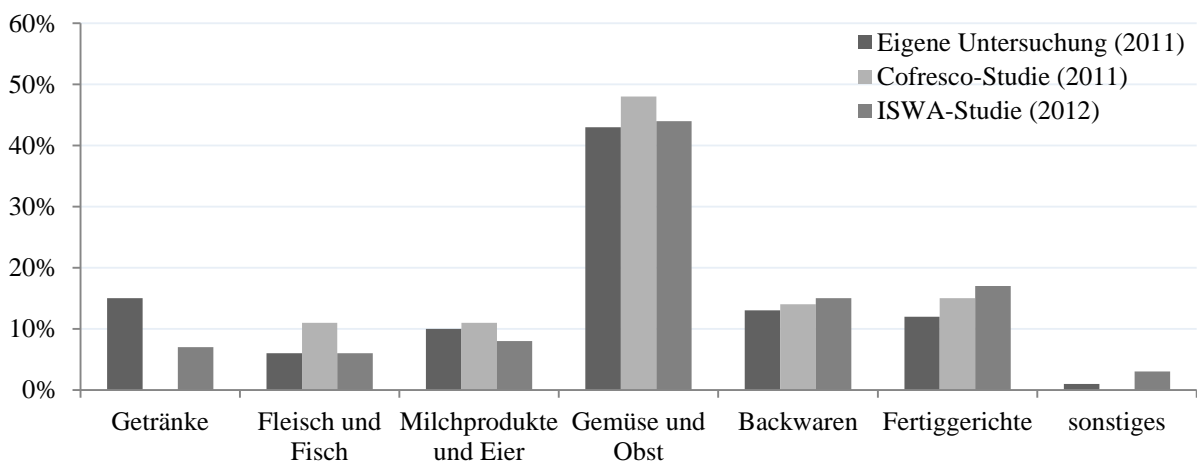


Abb. 2: Vergleich der Lebensmittelabfälle nach Kategorie in verschiedene Erhebungen

### 3.2 Analyse der Entsorgungswege von Lebensmitteln

Von den Privathaushalten werden verschiedene Entsorgungswege genutzt, um Nahrungsmittel zu beseitigen. Es wird deutlich, dass eine Untersuchung über alle Entsorgungswege, wie in der vorliegenden Erhebung, von Interesse ist, um genaue Aussagen über die Abfallmenge treffen zu können. Bei der Betrachtung, der für die Lebensmittelabfälle relevanten Entsorgungswege fällt auf, dass zu 46 % die Entsorgung mittels Restmüllcontainer genutzt wird. Entsprechend stellt die Maßnahme der Analyse von Lebensmittelabfällen über Container keinen ausreichenden Informationsstand dar. Andere Entsorgungswege müssen ebenfalls analysiert werden, um die genaue Datenlage zu erfassen. Eine Methode zur Entsorgung, die häufig genutzt wird, ist die Entsorgung mittels Toilette oder Abfluss mit fast 21 %. Die Möglichkeit, die Abfälle als Tierfutter zu verwenden, zeigt sich mit rund 18 % als ebenfalls als stark genutzt.

Tab. 1: Verteilung der Lebensmittel- und Speiseabfälle auf unterschiedliche Entsorgungswege

Entsorgungswege der Lebensmittel	Masse in kg pro 28 d	Masse in % pro 28 d
Restmüll	90,4	46,0
Biotonne	4,6	2,3
Kompost	25,0	12,7
Toilette/ Abfluss	40,8	20,7
Tierfutter	36,2	18,3
Gesamt	197,0	100

### 3.3 Abhängigkeit von soziodemographischen Merkmalen und Abfallaufkommen

Ein Schwerpunkt in der Untersuchung wurde auf das Abfallaufkommen von Lebensmitteln in Abhängigkeit von verschiedenen soziodemographischen Merkmalen gelegt. In der Untersuchung konnte kein bestimmtes Charakteristikum für eine verstärkte Bildung von Lebensmittelabfällen identifiziert werden. Die Daten lassen auf keine Verbindung zwischen dem Abfallaufkommen und der Haushaltsgröße schließen. Ebenfalls haben Alter, Einkommen und die Kinderanzahl des Hausstandes keinen signifikanten Einfluss. Bei der Betrachtung des Bildungsstandes fällt auf, dass ein steigendes Bildungsniveau mit einer geringeren Abfallquote einhergeht.

Des Weiteren wurde die Fragestellung, ob eine Abhängigkeit zwischen einem umweltbewussten Handeln der Haushalte und ihrem Abfallaufkommen besteht, untersucht. 66 % der Haushalte ordneten sich, nach ihrer subjektiven Einschätzung, einen hohen ökologischen Gedanken zu. Bei der Betrachtung des Abfallaufkommens und der subjektiven Einordnung zur Fragestellung kann signifikant bestätigt werden, dass mit einem stark manifestierten umweltbewussten Denken eine geringe Abfallmenge einhergeht.

### 3.4 Maßnahmen zur Reduzierung von Lebensmittelabfällen in Privathaushalten

Maßnahmen, die zum Ziel eine Minimierung der Lebensmittelabfälle in Privathaushalten haben, können erst dann erfolgreich umgesetzt werden, wenn die Privathaushalte bereit sind, aus Eigeninitiative Veränderungen in ihrer Lebensweise anzustreben. Im Zusammenhang mit dem Abfallaufkommen stellt sich die Frage, welche Maßnahmen eingeleitet werden können, um eine Minimierung des Abfallaufkommens in den Haushalten zu erreichen. Das Führen eines Abfalltagebuches kann einen Anreiz liefern, um bewusster mit Nahrungsmitteln umzugehen. Um dies zu überprüfen, wurde die Selbstwahrnehmung des Abfallaufkommens der Privathaushalte vor und nach der Erhebung mit dem realen Abfallaufkommen der Haushalte verglichen.

75 % der Privathaushalte schätzten ihr Lebensmittelabfallaufkommen als „wenig“ oder „eher wenig“ ein. Nach dem Erhebungszeitraum zeigen sich geringe Veränderungen der Selbsteinschätzung. Es kann bestätigt werden, dass sich die Wahrnehmung der Haushalte vor der Erhebung als realistische Selbsteinschätzung darstellt. Dennoch gaben 50 % der Haushalte an, über ihre Angaben im Abfalltagebuch überrascht zu sein. Dies verdeutlicht, dass eine bewusste Wahrnehmung der Abfallprodukte sowie ihrer Menge über das Führen eines Abfalltagebuchs erreicht werden kann. Die subjektive Einschätzung der Haushalte wurde mit den Abfallwerten



pro Kopf verglichen. Es kann bestätigt werden, dass die Privathaushalte eine gute Selbstwahrnehmung ihres Abfallaufkommens haben. Die Probanden sind sich ihrer Lebensmittelabfallmenge bewusst und können diese gut einschätzen.

In Rahmen der Untersuchung wurden die Privathaushalte auch über Verhaltensänderungen bezüglich des Einkaufsverhaltens und des Entsorgungsverhaltens befragt. Rund ein Drittel der Haushalte gaben an, dass sie seit der Erhebung durchdachter Einkaufen als vorher. Von den 30 untersuchten Haushalten teilten 21 Haushalte mit, bewusster auf die Vermeidung von Lebensmittelabfällen zu achten. Aus diesen Aussagen lässt sich schlussfolgern, dass das Führen eines Abfallprotokolls auch bei einer guten Selbsteinschätzung des Abfallaufkommens zu einem bewussteren Umgang mit Lebensmitteln führen kann. Die Probanden können ihr eigenes Abfallaufkommen beobachten und erkennen, dass sie Minimierungspotential in ihrem Haushalt haben.

Als ein weiteres Medium zur Abfallvermeidung wurde die Nutzung eines Einkaufszettels in den Haushalten getestet. Die Daten zeigen, dass das Abfallaufkommen durch die Nutzung eines Einkaufszettels gesenkt werden kann. Die Ursache für die positive Wirkung der Einkaufszettel auf die Lebensmittelabfallmenge ist in der Überprüfung der Vorräte beim Erstellen der Einkaufsliste zu sehen. Vor dem Besuch der Einkaufsmöglichkeit kontrolliert der Verbraucher seine Vorräte. Auf diese Weise kann ein vermehrter Kauf eines Produktes vermieden werden. Zudem behalten die Verbraucher einen Überblick über ihre Lagerbestände und können die Produkte innerhalb des Mindesthaltbarkeitsdatums konsumieren. Somit wird deutlich, dass die Merkzettel ein Medium sind, um besser zu wirtschaften.

#### 4 FAZIT UND AUSBLICK

Lebensmittelabfälle entstehen sowohl in der Landwirtschaft als auch in der kompletten Produktionsphase bis hin zu den Privathaushalten. Es müssen Maßnahmen zur Reduktion von Nahrungsmittelabfälle eingeleitet werden. Das Leben in der heutigen Konsumgesellschaft führt zu einer großen Lebensmittelverschwendung.

Um eine Vermeidung bzw. Maßnahmen zur Abfallreduzierung umzusetzen, ist es wichtig, die Gründe für das Verschenden der Lebensmittel zu erörtern.

Als das vorrangige Ziel muss eine Bewusstseinsbildung in den Privathaushalten und eine Sensibilisierung für das Thema angestrebt werden. Erst dann werden Maßnahmen zur Abfallreduktion wahrgenommen und realisiert. Die Untersuchung mittels des Abfalltagebuchs zeigt, dass bei den Haushalten im Erhebungszeitraum ein Lerneffekt erreicht werden konnte und diese versuchen, die Abfälle zu minimieren. Um einen dauerhaften Erfolg zu erzielen, müssen langfristige Maßnahmen geplant werden, die die Haushalte in ihrem Vorhaben bei der Abfallvermeidung unterstützen.

#### LITERATUR

- BUND (Hg.), Misereor (Hg.) Loske, R. & Bleischwitz R. (1996) *Zukunftsfähiges Deutschland. Ein Beitrag zu einer global nachhaltigen Entwicklung*. Studie des Wuppertal Instituts für Klima, Umwelt, Energie GmbH. 1., Auflage. Birkenhäuser Verlag, Basel, Boston und Berlin.
- Cofresco (2011) *Save Food Studie. Das Wegwerfen von Lebensmitteln - Einstellungen und Verhaltensmuster*. Quantitative Studie in deutschen Privathaushalten. Online: [http://www.cofresco.de/pdf/Results\\_Save\\_Food\\_Study\\_Germany.pdf](http://www.cofresco.de/pdf/Results_Save_Food_Study_Germany.pdf).
- Kantor, L.S., Lipton, K., Manchester, A. & Oliveira V. (1997) Estimating and Addressing America's Food Losses. *Food Review* 20, pp. 2-12.
- Kranert, M., Hafner, G.; Barabosz, J., Schneider, S., Lebersorger, S., Scherhauser, H., Schuller, H. & Leveren, D. (2012) *Ermittlung der weggeworfenen Lebensmittelmengen und Vorschläge zur Verminderung der Wegwerfrate bei Lebensmitteln in Deutschland. Kurzfassung*. Institut für Siedlungswasserbau, Wassergüte- und Abfallwirtschaft. Online verfügbar unter [http://www.bmelv.de/SharedDocs/Downloads/Ernaehrung/WvL/Studie\\_Lebensmittelabfaelle\\_Kurzfassung.pdf?\\_\\_blob=publicationFile](http://www.bmelv.de/SharedDocs/Downloads/Ernaehrung/WvL/Studie_Lebensmittelabfaelle_Kurzfassung.pdf?__blob=publicationFile).

# Hol- und Bringsysteme für Leichtverpackungen: Kosten, Umwelt und Akzeptanz

T. Pitschke, M. Kroban & M. Schneider  
*bifa Umweltinstitut GmbH, Augsburg, Deutschland*

**KURZFASSUNG:** In Zusammenarbeit mit dem ZAK Kempten und dem Mittelstands-Institut an der Fachhochschule Kempten führte das bifa Umweltinstitut einen Vergleich des Wertstoffhofsystems mit der Erfassung von Leichtverpackungen und stoffgleichen Nichtverpackungen im Holsystem und der Erfassung über eine einheitliche Wertstofftonne hinsichtlich Umweltwirkung, Kosten und Akzeptanz bei der Bevölkerung durch. Finanziert wurde diese Untersuchung durch das Bayerische Staatsministerium für Umwelt und Gesundheit und den ZAK Kempten.

Im Vergleich der Erfassungssysteme ist die gemischte Leichtverpackung-Erfassung am Wertstoffhof mit Hilfe des Wertstoffsacks die ökoeffizienteste Lösung für den ZAK Kempten. Die Ökoeffizienz der sortenreinen Erfassung am Wertstoffhof ist ähnlich derer der Holsystem-Szenarien. Im Vergleich der Holsystem-Szenarien sind keine signifikanten Unterschiede in der Ökoeffizienz der Szenarien Gelber Sack und Wertstofftonne auszuweisen.

Die Nutzungs- und Akzeptanzanalyse ergab, dass das Holsystem aus Sicht der Bürger das meistgewünschte System zur Wertstofffassung darstellt. Innerhalb der verschiedenen Wertstofffassungssysteme würden die meisten Bürger, insbesondere die jüngere Bevölkerung, die Wertstofftonne bevorzugen.

## 1 EINLEITUNG

Die Neuordnung des Kreislaufwirtschaftsrechts in Deutschland forciert die Diskussion über die Einführung einer Wertstofftonne. Zur Disposition steht eine entsprechende Anpassung bestehender haushaltsnaher Sammelsysteme. Die Sammlung von Verpackungsabfällen über Wertstoffhöfe (WSH) hat in vielen Städten und Landkreisen Bayerns eine zentrale Bedeutung. Diese Besonderheit der bayerischen Entsorgungsstruktur hat spezifische Vorteile, wird in gewissen Bereichen aber auch immer wieder in Frage gestellt. Vor diesem Hintergrund führte das bifa Umweltinstitut in Zusammenarbeit mit dem Zweckverband für Abfallwirtschaft Kempten (ZAK) und dem Mittelstands-Institut an der Fachhochschule Kempten einen Vergleich des WSH-Systems mit der Erfassung von Wertstoffen im Holsystem und der Erfassung über eine einheitliche Wertstofftonne hinsichtlich Umweltwirkungen und Kosten sowie der Akzeptanz bei der Bevölkerung durch. Finanziert wurde diese Untersuchung durch das Bayerische Staatsministerium für Umwelt und Gesundheit und den ZAK.

## 2 UNTERSUCHUNGSRAHMEN

Die Untersuchung wurde am Beispiel des ländlich-dicht besiedelten Entsorgungsgebietes des ZAK durchgeführt. Die Vielfalt der auf den WSH des ZAK erfassten Wertstoffe wurde im Rahmen dieses Vorhabens nicht komplett abgebildet. Die Untersuchung analysiert vielmehr diejenigen haushaltsnah erfassten Stoffströme, die im Fokus der Diskussion um die Wertstofftonne stehen: Abfälle aus Leichtverpackungsmaterialien (LVP) und stoffgleichen Nichtverpackungen (StNVP).

Die folgenden vier Szenarien sind Gegenstand des Ökoeffizienzvergleichs:

- Szenario WSH alt: Sortenreine LVP-Erfassung am WSH und an Wertstoffinseln im Bringsystem (Situation im ZAK bis Ende 2009),
- Szenario WSH neu: Wie Szenario WSH alt, aber mit gemischter Erfassung lizenzierter Kunststoffverpackungen und Getränkekartons im sogenannten Wertstoffsack, der von den Bürger am WSH abgegeben wird (aktuelle Situation im ZAK seit Beginn 2010),
- Szenario Gelber Sack: Gemischte Erfassung von LVP im Holsystem und
- Szenario Wertstofftonne: Gemischte Erfassung von LVP und StNVP im Holsystem.

Die Szenarien Gelber Sack und Wertstofftonne sind für den ZAK fiktiv. Die Wertstofffassung wird deshalb durch Annahmen, die auf das Verbandsgebiet des ZAK übertragen werden, charakterisiert. Der Szenarienvergleich basiert auf der Entsorgung einer Abfallmenge von 28,3 kg/Ew in der szenarienspezifischen Verteilung auf folgende Stoffströme:

- Wertstoffe in getrennter Sammlung für die Dualen Systeme (LVP inkl. Fehlwürfe),
- am WSH getrennt erfasste, tonnengängige StNVP (im Fallbeispiel nur Metalle) und
- nicht getrennt erfasste LVP, StNVP und Fehlwürfe entsorgt als Hausmüll.

Je nach Erfolg der betrachteten Strategie zur Wertstofffassung gehen Teile der LVP und StNVP der getrennten Wertstofffassung im jeweiligen Hol- oder Bringsystem zu oder werden von den Bürgern als Teil des Hausmülls der Restabfallentsorgung zugeführt. Durch Einführung der gemischten LVP-Erfassung im Bringsystem und durch die Erfassung im Holsystem lassen sich die Sammelmengen an Wertstoffen, im Vergleich zur sortenreinen Erfassung im Bringsystem durch Mobilisierung von Anteilen aus dem Hausmüll steigern. Parallel steigt aber die mit-erfasste Menge an Hausmüllbestandteilen, die im Rahmen der weiteren Verwertungskette als Sortierreste entsorgt werden müssen. Abb. 1 illustriert das Wechselspiel der berücksichtigten Stoffströme.

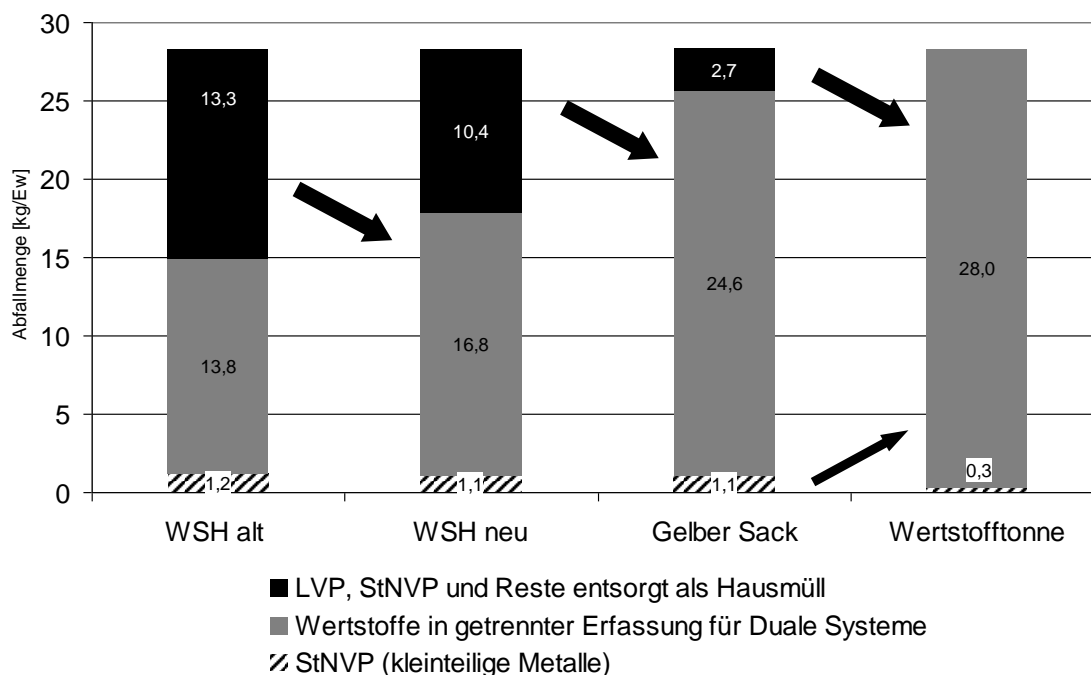


Abb. 1: Sammelmengen für Wertstoffe aus getrennter Sammlung für die Dualen Systeme (inklusive Fehlwürfe), StNVP erfasst über WSH und mobilisierbare Hausmüllanteile

### 3 SEKUNDÄRPRODUKTE AUS DER ENTSORGUNG

Wie Abb. 2 zeigt, steigt im Vergleich zum Szenario WSH alt die angenommene Menge an bereitgestellten Sekundärprodukten in den Vergleichszenarien. Der Zuwachs fällt im Szenario WSH neu mit ca.1,2 kg/Ew moderat aus. In den Szenarien mit Erfassung im Holsystem Gelber

Sack und Wertstofftonne ist der prognostizierte Zuwachs mit 4,7kg/Ew und 5,9kg/Ew deutlicher.

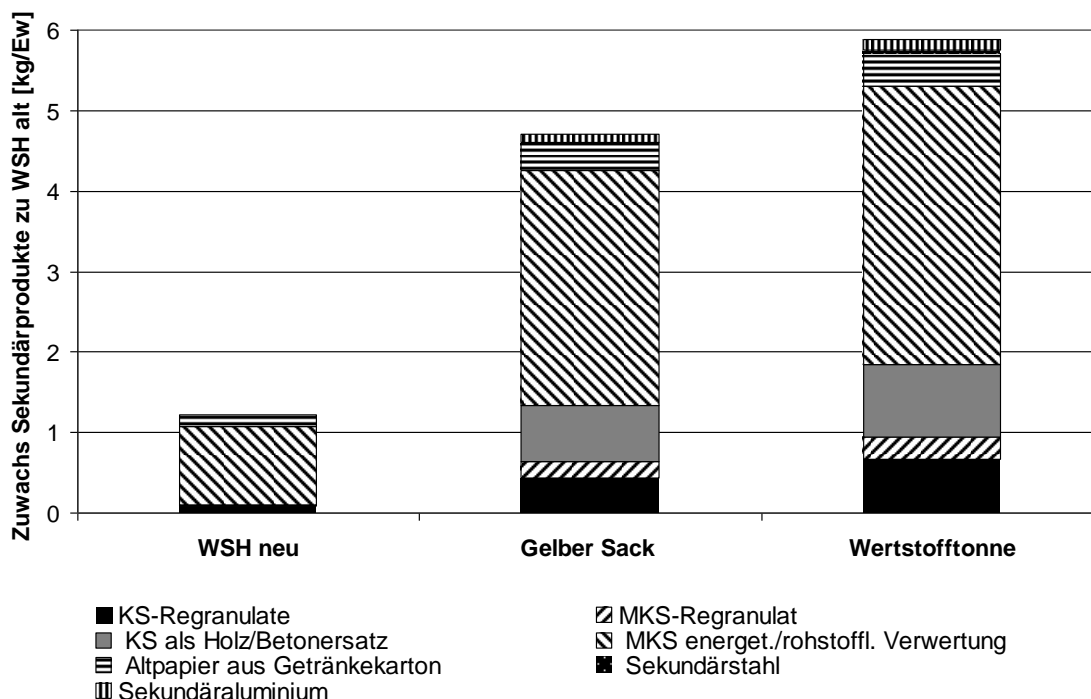


Abb. 2: Gewinn Sekundärprodukte im Vergleich zum Szenario WSH alt. Bezugseinheit: Entsorgung von 28,3 kg/Ew an Hausmüll, LVP und StNVP. Inklusive Metall aus der Aufbereitung der Hausmüllasche. MKS: Mischkunststoffe. KS: Kunststoffe

Der Zuwachs an Sekundärprodukten wird durch Kunststoffanteile bestimmt, die als Mischkunststoffe der rohstofflichen, der energetischen Verwertung oder der Verwertung als Holz-/Betonersatz zugehen. Der Anstieg von Kunststoffreggranulaten ist mengenbezogen von geringerer Bedeutung.

Der Zuwachs insbesondere an Mischkunststoffen und die Bereitstellung hochkalorischer Sortierreste aus der LVP-Sortierung führen zu Anstiegen der über die energetische Verwertung erzeugten Energiemengen in den Holsystem-Szenarien im Vergleich zu den Bringsystem-Szenarien. Da die thermisch behandelten Hausmüllmengen, durch die Mobilisierung von Anteilen für die getrennte Sammlung, im Szenarienvergleich korrespondierend abnehmen, sinken aber auch die zugehörigen Energiemengen aus diesem Entsorgungsweg.

Stofflicher und energetischer Nutzung kommen im Rahmen der Bilanzierung der Umweltwirkungen besonderer Bedeutung zu. Die mit Sekundärprodukten und -energie vermiedenen Belastungen aus der konventionellen Herstellung äquivalenter Mengen an Primärprodukten und -energie reduzieren die Umweltbelastungen, die den Erfassungs- und Entsorgungsleistungen anzurechnen sind.

#### 4 VERGLEICH DER ENTSORGUNGSKOSTEN

Im Fokus der Kostenbetrachtung stehen die einzelwirtschaftlichen Kosten des ZAK. Dies sind die Aufwendungen des ZAK in den Bereichen Erfassung (d.h. Primärlogistik in Form von Bring-/Holsystemen und Sekundärlogistik mittels WSH und Wertstoffinseln) und Entsorgung (d.h. Verwertung von Wertstoffen und Beseitigung von Reststoffen). Dagegen sind weitere einzelwirtschaftliche Kosten, welche bei den übrigen Systembeteiligten anfallen (so insbesondere die Kosten des Bringsystems für die Bürger sowie Kosten/Erlöse der Entsorgung durch die Dualen Systeme) im Rahmen der Ökoeffizienzanalyse nicht berücksichtigt.

Berücksichtigt werden zudem spezielle Kosten, die im Rahmen einer Systemumstellung für den ZAK anfallen, also einer Umstellung vom alten auf das neue WHS-System oder auf den Gelben Sack oder die Wertstofftonne. Dabei handelt es sich einmal um sog. Kostenremanenzen, also Kostenbelastungen, die durch eine Nichtabbaubarkeit von Systemleistungen bzw. entsprechenden Kosten bedingt werden. Denn die neuen Systemvarianten – so insbesondere die Holsystem-Varianten – entstehen nicht auf der „grünen Wiese“, sondern bewirken Unterauslastungen beim vorhandenen System bzw. bei bestimmten Systemkomponenten.

Weitere Systemumstellungskosten entstehen, wenn sich die Leistungsbeziehung zwischen dem ZAK und den Dualen Systemen verändert. So ist davon auszugehen, dass bei Einführung einer Gelben Tonne die bisherigen Kostenerstattungen, die der ZAK für die Entsorgung von lizenzierten LVP erhalten hat, entsprechend eingeschränkt werden. Andererseits ist anzunehmen, dass bei Einführung einer Wertstofftonne unter der Ägide der Dualen Systeme der ZAK seinerseits eine Kostenerstattung zu leisten hätte, nämlich sog. Dienstleistungskosten nunmehr für die Entsorgung von StNVP durch die Dualen Systeme. Auf Basis dieser Kostenbetrachtung ergibt sich der Abb. 3 dargestellte Vergleich der Entsorgungskosten.

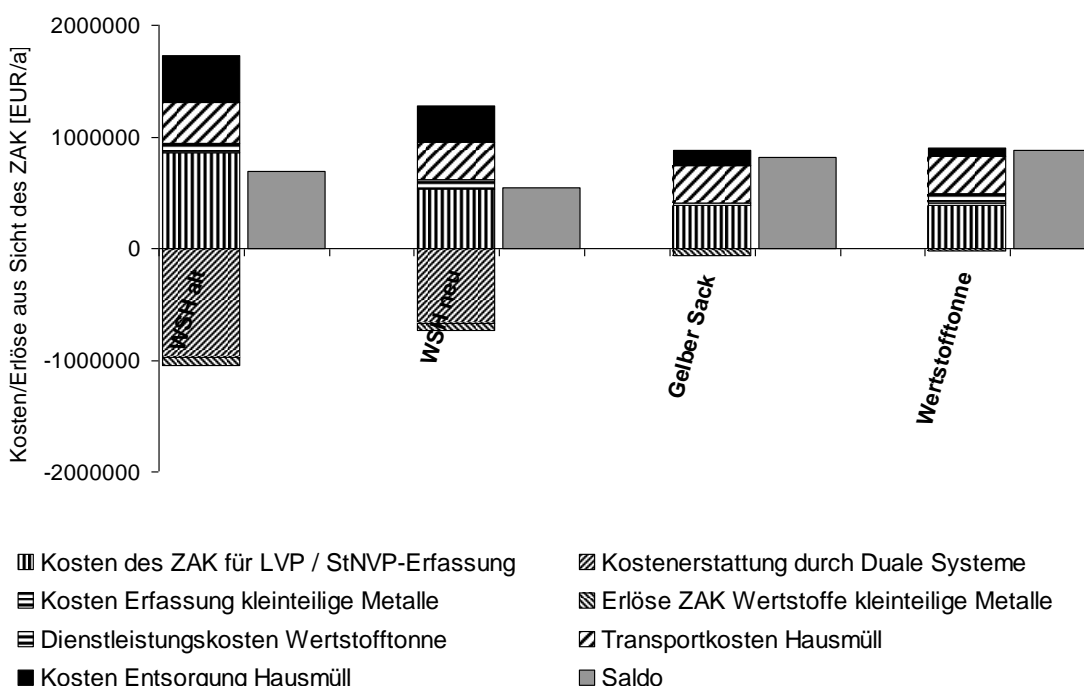


Abb. 3: Entsorgungskosten aus Sicht des ZAK. Bezugsseinheit: Entsorgung von 28,3 kg/Ew an Hausmüll, LVP und StNVP hochgerechnet auf alle Einwohner im ZAK. Positive Werte: Kosten. Negative Werte: Erlöse

Ersichtlich ist, dass das Szenario WSH neu für den ZAK die kostenmäßig günstigste Variante darstellt. Demgegenüber würde das Szenario Wertstofftonne eine Verteuerung um rund 60 Prozent bedeuten. Als etwas günstiger stellt sich das Szenario Gelber Sack dar, da im Vergleich zum Szenario Wertstofftonne für den ZAK insbesondere keine Dienstleistungskosten für Duale Systeme anfallen (wobei jedoch die Entsorgungskosten für Fehlwürfe und Wertstoffe im ZAK-Restabfall etwas höher ausfallen).

Ursächlich für dieses Ergebnis sind einmal die Kostenremanenzen bei Systemumstellung. So reduzieren sich bei Umstellung von den Bringsystemen auf die Holsysteme die Kosten des ZAK für LVP / StNVP-Erfassung nur unterproportional. Gleiches gilt für die Transport- und die Entsorgungskosten für den Hausmüll. Besonders bedeutend aber sind die veränderten Leistungsbeziehungen zwischen ZAK und den Dualen Systemen. Die bei den beiden Bringsystemen zu vereinnahmenden Kostenerstattungen fallen bei den Holsystemen Gelbe Tonne und Wertstofftonne weg. Und beim System Wertstofftonne kommen noch zusätzliche Dienstleistungskosten für den ZAK hinzu. Diese Kosten fallen an für die Entsorgung der StNVP und der nicht-

lizenzierten Verkaufsverpackungen, sofern die Wertstofftonne unter der Ägide der Dualen Systeme betrieben würde.

## 5 ERGEBNIS DER ÖKOEFFIZIENZANALYSE

Die Ermittlung der Umweltwirkungen für jedes Szenario erfolgt anhand von sieben Umweltwirkungskategorien hinsichtlich der Be- und Entlastungen, welche die Szenarien in den jeweiligen Wirkungskategorien verursachen. Dabei wird neben der Erfassung auch die gesamte Entsorgungskette bis zur Bereitstellung von Sekundärprodukten berücksichtigt. Die Ökoeffizienzanalyse stellt die aus den Einzelwirkungen aggregierte Gesamtumweltwirkung (Ökologie-Index) den mit der Entsorgung verbundenen einzelwirtschaftlichen Kosten für den ZAK gegenüber. Je höher der Ökologie-Index eines Verfahrens ist, desto höher sind die mit der Entsorgung verbundenen Umweltwirkungen. Negative Ökologie-Indizes stehen für Umweltenlastungen.

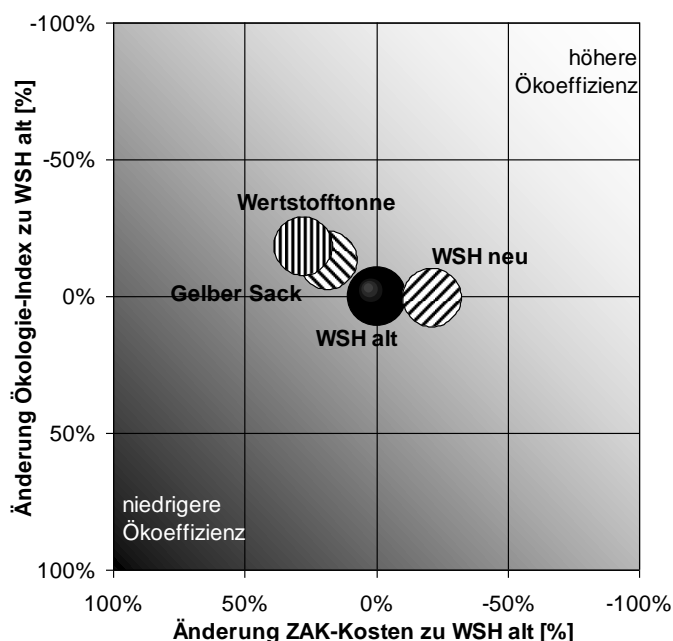


Abb. 4: Ökoeffizienz-Portfolio. Darstellung prozentualer Änderungen im Vergleich zum Szenario WSH alt. Bezugseinheit: Entsorgungsleistung von 28,3 kg/Ew an Hausmüll, LVP und StNVP

Im Vergleich der untersuchten Erfassungssysteme ist das Szenario WSH neu die ökoeffizienteste Lösung. Die Ökoeffizienz des Szenario WSH alt ist ähnlich derer der Holsystem-Szenarien. Im Vergleich der Holsystem-Szenarien untereinander sind keine signifikanten Unterschiede in der Ökoeffizienz der Szenarien Gelber Sack und Wertstofftonne auszuweisen.

Höhere Sammelmengen im Rahmen der getrennten Erfassung führen zu umweltbezogenen Vorteilen für die Holsystem-Szenarien im Vergleich zu den Bringsystem-Szenarien. Das Szenario Wertstofftonne ist das umweltbezogen vorteilhafteste Szenario. Zwischen den Bringsystem-Szenarien bestehen keine signifikanten Unterschiede in der Gesamtumweltwirkung.

Der geringe umweltbezogene Vorteil für die Holsysteme basiert im Wesentlichen auf der erzeugten Sekundärenergiemenge aus der rohstofflichen und energetischen Verwertung der aus dem Hausmüll mobilisierten Mischkunststoff-Anteile.

Das beschriebene Setting der Entsorgungskosten – und damit die Kostenvorteile für die Bringsystem-Szenarien – ist nur für die Situation des ZAK gültig. Abweichende Rahmenbedingungen in anderen entsorgungspflichtigen Gebietskörperschaften können zu einer anderen Reihenfolge der Ökoeffizienz führen.

## 6 ERGEBNISSE DER QUANTITATIVEN BEFRAGUNG ZU AKZEPTANZ UND NUTZUNG?

Im Rahmen der Studie wurde auch eine quantitative Befragung mit persönlichen Interviews durchgeführt, um Nutzungsverhalten und Akzeptanz des bestehenden WSH-Systems zu erfassen. Darüber hinaus wurden alternative Wertstofffassungssysteme erläutert, um deren Beurteilungen zu erheben. Insgesamt wurden 718 Interviews geführt, darunter 418 auf WSH. Um aber auch Nichtnutzer in die Stichprobe einzubeziehen, wurden weitere 300 Interviews in Ortszentren bzw. bei den Bürgern zu Hause geführt.

### 6.1 Zufriedenheit mit dem derzeitigen Bringsystem

Das aktuelle Bringsystem mit Wertstoffsack wird von den Befragten sehr positiv beurteilt: 83 % haben das System auf einer Zufriedenheits-Skala von 1 („völlig zufrieden“) bis 5 („sehr unzufrieden“) mit den Werten 1 und 2 bewertet; nur 5 % sind unzufrieden oder (sehr) unzufrieden. Zudem halten 89 % der Befragten das aktuelle System „insgesamt für besser“ als die Situation vor dem 1. Januar 2010, als es noch keinen Wertstoffsack gab und die Wertstoffe lose, nach Fraktionen getrennt, am WSH angeliefert werden mussten.

### 6.2 Beurteilung alternativer Szenarien: LVP-Holsystem und Wertstofftonne

Vor die Alternative gestellt, statt des Wertstoffsacks eine Gelbe Tonne, Gelbe Säcke bzw. eine Wertstofftonne mit kostenloser Abholung zu nutzen, wollten 29 % der Befragten den derzeitigen Wertstoffsack behalten. 18 % präferierten die Gelbe Tonne, etwas weniger (15 %) den Gelben Sack. Die Wertstofftonne wird hingegen von 38 % der Interviewten favorisiert und ist damit das meistpräferierte System. Dies bedeutet, dass eine deutliche Mehrheit der Befragten (71 %) ein Holsystem bevorzugen würde.

## 7 FAZIT

Durch die Einführung der gemischten LVP-Erfassung im Bringsystem oder durch die Erfassung im Holsystem lassen sich die Sammelmengen, im Vergleich zur sortenreinen Erfassung am WSH durch Mobilisierung von Wertstoffen aus dem Hausmüll steigern. Die Steigerung beruht wesentlich auf zusätzlich erfassten Kunststoffen aus dem Hausmüll, die dann überwiegend in die Fraktion Mischkunststoffe sortiert werden. Die rohstoffliche und energetische Verwertung dieser zusätzlich erfassten Mischkunststoffmengen führt zu einem Energiegewinn, der schlussendlich zu einem geringen umweltbezogenen Vorteil der betrachteten Holsysteme im Vergleich zu den Bringsystemen führt.

Im Fallbeispiel des ZAK zeigt sich, dass aus der Sicht der entsorgungspflichtigen Gebietskörperschaft die Umstellung vom WSH-System auf ein Holsystem kostenmäßig nachteilig wäre. Ausschlaggebend hierbei sind jedoch spezielle Randbedingungen, so insbesondere Kostenremanenzen bei einer Systemumstellung sowie Veränderungen bei der Kostenerstattung zwischen ZAK und Dualen Systemen.

Trotz der hohen Zufriedenheit mit dem aktuellen Bringsystem, würde eine deutliche Mehrheit der Bürger ein Holsystem bevorzugen. Berücksichtigt man, dass bei den Bewohnern größerer Wohnanlagen sogar 80 % für ein Holsystem plädieren, liegt der Schluss nahe, dass in urbanen Ballungsräumen die Präferenz für ein Holsystem sogar noch etwas größer ist als im untersuchten Verbandsgebiet des ZAK.

# Sensordatenbasierte Tourenoptimierung in der Entsorgungslogistik

S. Stummer, G. Kiechle & K.-M. Edlinger

*Salzburg Research Forschungsgesellschaft m.b.H., Salzburg, Österreich*

G. Schweiger

*Fagus Consulting GmbH, Neulengbach, Österreich*

**KURZFASSUNG:** Ein Konsortium an Partnern arbeitet an einem Forschungsprojekt im Bereich der Tourenoptimierung für Entsorgungsfahrzeuge. Dabei sollen Füllstandsdaten von Containern, die an Müllsammelstellen stehen, für den effizienten Einsatz der Entsorgungsfahrzeuge herangezogen werden. Neben der Schaffung der geeigneten Datenbasis für die Planung der Entsorgungsfahrten wird ein Pilotsystem entwickelt, das die DisponentInnen von Entsorgungsunternehmen bei ihrer Planung unterstützt und alle relevanten Informationen über Füllstände und Touren übersichtlich anzeigt. Für die größtmögliche Flexibilität wird die Planung der Fahrten tagesaktuell durchgeführt bzw. für die folgenden Tage mit Prognosen der anfallenden Müllmenge, die aus historischen Daten und jahreszeitabhängigen Modellen stammen, gearbeitet. Die Vorteile dieser Vorgehensweise sind vielfältig: einerseits können der Planungsaufwand der DisponentInnen verringert und die Fehleranfälligkeit minimiert werden. Andererseits werden durch das Einbeziehen der aktuellen Füllstandsdaten die Fahrzeuge effizienter eingesetzt und teilbeladene Fahrten vermieden, was zu Kosteneinsparungen führen soll.

## 1 EINLEITUNG, AUSGANGSLAGE

Im Jahr 2009 haben die fast 3,6 Mio. österreichischen Haushalte knapp 3,9 Mio. Tonnen Müll (<http://www.bundesabfallwirtschaftsplan.at/>) angehäuft. Diese Menge an Müll fällt jedoch nicht gleichmäßig über das Jahr verteilt an, sondern unterliegt großen Schwankungen, die unterschiedliche Ursachen haben können. Die Müllmenge der einzelnen Fraktionen hängt, z.B. von der Jahreszeit ab, so fällt im Frühjahr und Sommer mehr biogener Abfall an. In Urlaubsorten fällt während der klassischen Reisezeiten mehr Müll an, der an den Hauptwohnsitzen der Haushalte wegfällt, usw. Es ist ersichtlich, dass das Abfallaufkommen nicht exakt vorhersehbar ist und Prognosen und Erfahrungswerte damit nur begrenzt für die Planung von Entsorgungsfahrten einsetzbar sind. Aus diesem Grund stellt sich die Frage, ob die langfristige Planung der Touren von Entsorgungsfahrzeugen, z.B. einmal pro Jahr, zielführend ist. Ein erster Schritt wäre, Regeln zu definieren, die aufgrund von Beobachtungen in der Vergangenheit aufgestellt wurden, und diese in die Tourenplanung einzubauen, was z.B. beim Biomüll bereits so durchgeführt wird.

Entsorgungspläne werden in der Realität vielfach längerfristig erstellt, wodurch nur grob auf z.B. jahreszeitliche Schwankungen in der anfallenden Müllmenge eingegangen werden kann. Als Resultat kann es passieren, dass Entsorgungsfahrzeuge nur teilbeladen unterwegs sind oder Müllsammelstellen überfüllt sind, wodurch unnötige Zusatzkosten für die Entsorger und Gemeinden entstehen, da die verfügbaren Kapazitäten der Fahrzeuge nicht optimal ausgenutzt werden und die Müllsammelstellen aufwändig gereinigt werden müssen, wenn die BewohnerInnen ihren Abfall neben den Behältern ablegen. Die statischen Tourenpläne haben in der haushaltsnahen Entsorgung den Vorteil, dass den BewohnerInnen Abholtermine vorgegeben werden können, die sich im Jahresablauf nicht oder nur kaum verändern. Bei der Entsorgung des Abfalls von Sammelstellen spielt ein regelmäßiger Abholtag nicht so eine große Rolle und es können damit die Vorteile der Verwendung von Füllstandsdaten ausgenutzt werden. Diese Füllstände, die angeben, wie hoch die Müllmenge in einem Behälter steht, sollen automatisch erhoben und übermittelt werden, um keinen zusätzlichen administrativen Aufwand zu erzeugen.



Gemeinsam mit Projektpartnern aus der Entsorgungsbranche, dem GIS-Bereich (Geografische Informationssysteme) und Spezialisten in der Tourenoptimierung wird ein Pilotsystem entwickelt, das die DisponentInnen bei ihrer Arbeit unterstützt und genau diese Füllstandsdaten für die Berechnung von optimalen Entsorgungstouren heranzieht. Die Ziele, die mit dem Projekt verfolgt werden, können wie folgt zusammengefasst werden:

- Sammeln und Aufbereiten von Sensordaten aus Containern (Standort, Füllstand, Temperatur)
- Modellierung der Tourenplanungsaufgaben unter Berücksichtigung der Füllstandsinformationen
- Entwicklung eines prototypischen Planungstools zur Unterstützung der tagesaktuellen Erstellung von Touren für Entsorgungsfahrzeuge
- Visualisierung der optimierten Routen
- Evaluierung des Planungsinstruments durch spätere Nutzer

## 2 PLANUNGSPROZESS

Als Grundlage für die Entwicklung des Pilotsystems wurde der Prozess für die tagesaktuelle Planung von Entsorgungsfahrten abhängig von den Füllständen der Container an den Müllsammelstellen definiert.

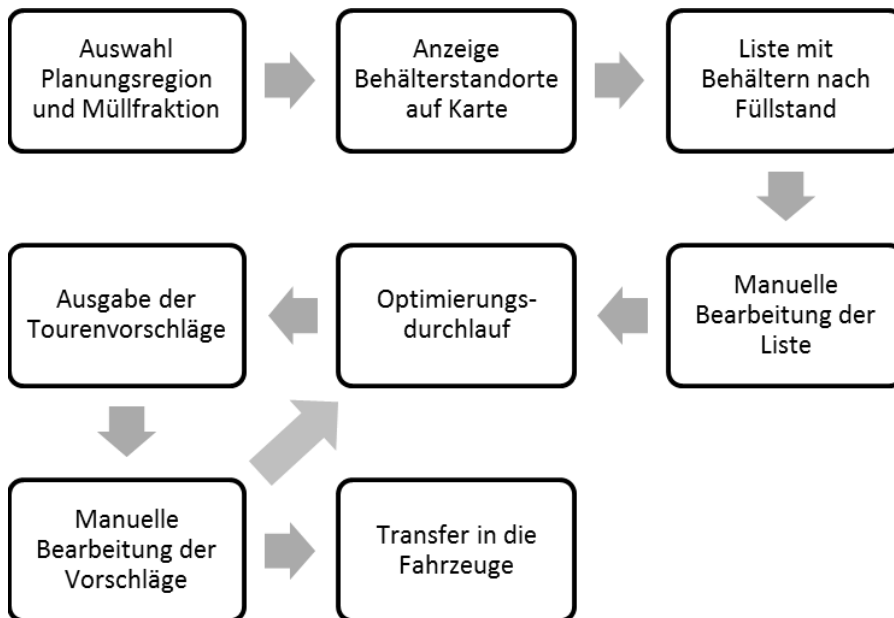


Abb. 1: Darstellung des Planungsprozesses

Im ersten Schritt können die DisponentInnen die Region und die Fraktion auswählen, für die ein Plan erstellt werden soll. Auf der Benutzeroberfläche werden dann die der Fraktion entsprechenden Behälter und deren Standorte innerhalb der gewünschten Planungsregion angezeigt. Außerdem bekommen die PlanerInnen eine Liste der Behälter, die nach Füllstand geordnet sind, ein Ampelsystem hilft bei der Visualisierung der Füllstandsdaten. Diese Liste kann je nach Bedarf manuell nachbearbeitet werden, es können z.B. Behälter entfernt werden, die aus einem bestimmten Grund nicht verplant werden sollen. Ebenso können die DisponentInnen Behälter, die noch nicht als voll angezeigt werden, auf die Liste der zu entleerenden Container setzen, falls z.B. Erfahrungswerte bekannt sind, die eine verfrühte Abholung erforderlich machen.

Sobald die Liste mit den zu entleerenden Containern feststeht, wird ein Optimierungslauf gestartet, dessen Ergebnis Tourenvorschläge für die Entsorgungsfahrzeuge sind. Die Ausgabe der Vorschläge erfolgt einerseits auf einer Kartendarstellung, in der die Touren visualisiert sind. Zusätzlich kann auch eine Liste für jedes Fahrzeug angezeigt werden, die alle notwendigen Informationen und die Reihenfolge der Abholpunkte jeder Tour enthält. Das Ergebnis kann wiederum von den DisponentInnen manuell nachbearbeitet werden und abhängig vom Ausmaß der

durchgeführten Änderungen kann je nach Bedarf ein erneuter Optimierungsdurchlauf angestoßen werden. Die berechneten Touren sollen am Ende an die Fahrer geschickt werden können. Ideal wäre dabei eine direkte Übertragung auf ein Navigationssystem im Fahrzeug, im einfacheren Fall können die Fahrer auch mit den Listen der Abholpunkte arbeiten.

### 3 PILOTSYSTEM

Für den eben beschriebenen Planungsprozess wird vom Projektkonsortium ein Pilotsystem implementiert, das von DisponentInnen anschließend im Echteininsatz getestet wird. In zwei Testregionen werden solarbetriebene Ultraschallsensoren in Behältern mit 1.100 l Fassungsvermögen installiert, die in regelmäßigen Abständen Daten wie Füllstand und Temperatur im Container an eine zentrale Datenbank schicken. Der Erhebungszeitraum wird über mehrere Monate gehen, um möglichst viele saisonale Schwankungen in der Müllmenge in den Testdaten abbilden zu können. Außerdem wurde bei der Auswahl der Testregionen darauf geachtet, dass sowohl ein städtisches als auch ein ländliches Gebiet ausgesucht werden, um auch hier mögliche Unterschiede im Müllaufkommen herauszuarbeiten. Diese Daten werden in die Tourenplanung einbezogen, um folgende Vorteile ausnutzen zu können:

- Vermeidung von Leerfahrten bzw. teilbeladenen Fahrten,
- Vermeidung von Fahrten zu halbvollen Containern,
- Container werden bedarfsgerecht entleert,
- Grundlage für eine verursachergerechte Abrechnung wird geschaffen,
- Geringere Geruchsbelästigung und Brandgefahr,
- Reaktion auf kurzfristige Ereignisse möglich (z.B. Tagesbaustellen, Veranstaltungen),
- Verbessertes Kapazitätsmanagement und
- Weniger Verkehrsbehinderungen durch Wahl geeigneter Parameter.

#### 3.1 Tourenplanung

Zur Berechnung der optimalen Touren für die Entsorgungsfahrzeuge werden neben den geografischen Informationen, wie Standorte von Depots, Abladestationen und Containern, auch die Füllstandsdaten aus den Sensordaten herangezogen. Dadurch können die Touren stark von der statischen Planung abweichen, die z.B. alleine die Tourlänge minimiert. In diesem Fall (links in Abb. 2) kann es passieren, dass das Fahrzeug schon bei der vorletzten Station voll ist und direkt zur Abladestation fahren muss. Andererseits ist es auch möglich, dass bei geringem Müllaufkommen das Fahrzeug nur teilbeladen an der Abladestation ankommt und damit die verfügbaren Kapazitäten nicht optimal genutzt werden.

Im dynamischen Fall mit den Füllstandsdaten (rechts in Abb. 2) sollen diese Umstände vermieden und damit die verfügbaren Fahrzeug- und Personalressourcen effizienter genutzt werden. Dabei müssen neben der minimalen Tourlänge noch weitere Parameter wie die Fahrzeugkapazität berücksichtigt werden. Es stehen grundsätzlich zwei Ansätze für die Optimierung zur Verfügung:

- Minimierung der Gesamteinsatzzeit einer gegebenen Fahrzeugflotte mit gegebenen Müllsammelstellen unter Berücksichtigung der übermittelten Sensordaten: es stehen z.B. fünf Fahrzeuge zur Verfügung, mit denen die (vorher definierten) Container mit dem höchsten Füllstand entleert werden sollen, wobei die Gesamtzeit, die die Flotte dafür braucht, minimiert wird.
- Maximierung der an einem Tag entleerten Container bei maximaler Auslastung der vorhandenen Kapazitäten der Fahrzeuge und Einsatzzeiten: es steht fest, dass z.B. fünf Fahrzeuge jeweils acht Stunden zur Verfügung stehen und mit dieser Flotte soll möglichst viel Müll abtransportiert werden.

Bei der ersten Variante werden die Container mit dem höchsten Füllstand besucht, in der zweiten Variante können weitere Container, deren Füllstand die 80 % noch nicht überschritten hat, im Sinne der Maximierung der Abholmenge entleert werden. Priorität haben jedoch auch in diesem Fall die Behälter mit dem höchsten Füllstand. Das entwickelte Verfahren berechnet je

nach Zielsetzung Tourenvorschläge, die wie im Planungsprozess beschrieben, von den DisponentInnen manuell nachbearbeitet werden können.

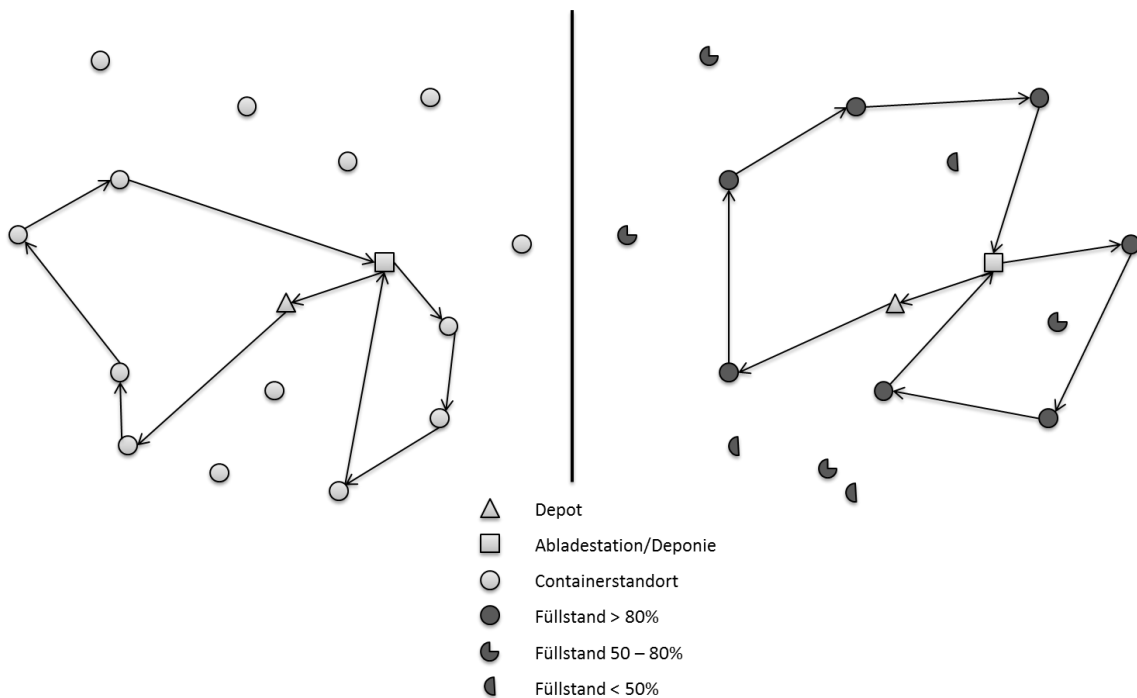


Abb. 2: Beispiel für Entsorgungstouren mit und ohne Füllstandsdaten

### 3.2 Optimierungsverfahren

In diesem Projekt wird zur Umsetzung eines Planungsverfahrens für die tagesaktuelle Planung für die Müllentsorgung das Metasuchverfahren Variable Neighborhood Search (VNS) verwendet. Das Lösungsverfahren VNS zählt derzeit zu den besten metaheuristischen Algorithmen für Tourenplanungsprobleme. Es besteht im Wesentlichen aus vier Komponenten, die je nach Wahl des Abbruchkriteriums zum Teil öfter wiederholt werden, bis eine Lösung von möglichst guter Qualität erreicht wird:

- Generierung einer Startlösung,
- Zufällige Veränderung dieser Lösung innerhalb einer Nachbarschaftsstruktur,
- Lokale Optimierung dieser Lösung und
- Entscheidung über die neue amtierende Lösung.

Für die Generierung der Startlösung wird eine einfache Heuristik für Tourenplanungs- bzw. Schedulingprobleme verwendet, wie z.B. die Clarke and Wright Savings Heuristik (Clarke 1964) oder die Insertion Heuristik von Solomon (Solomon 1984). Die weiteren Schritte werden danach wiederholt. Die Lösung wird innerhalb einer Nachbarschaftsstruktur zufällig verändert, z.B. die zufällige Ausführung eines Moves innerhalb des CROSS-exchange Operators (Taillard 1997) wird angewendet. D.h. Teilsegmente von zwei Routen werden zufällig ausgetauscht. Nach dieser teilweisen Zerstörung wird die Lösung unter Verwendung schneller, effizienter lokaler Suchoperatoren für Tourenplanungsprobleme, wie z.B. 2-opt oder 3-opt, lokal optimiert.

Die Entscheidung über die nächste amtierende Lösung wird abhängig von der Lösungsgüte und von der abgelaufenen Zeit der Optimierung entschieden. Besser werdende Lösungen werden immer als neue amtierende Lösungen akzeptiert, schlechter werdende Lösungen werden nur mit einer gewissen Wahrscheinlichkeit, die auch abhängig von der Lösungsgüte ist, akzeptiert. Diese Ideen sind ähnlich wie beim Metasuchverfahren Simulated Annealing (Kirkpatrick 1983).

Das Verfahren ist u.a. in den Arbeiten von Hansen 2001, Mladenovic 1997, Parragh 2010 und Polacek 2004 näher beschrieben.

### 3.3 Benutzeroberfläche

Das Pilotsystem verfügt über eine Benutzeroberfläche, die den PlanerInnen unterschiedliche Funktionen bietet. Zu Beginn des Planungsprozesses können die DisponentInnen über die Oberfläche das Planungsgebiet und die gewünschte Müllfraktion auswählen. Auf der Kartendarstellung werden jene Sammelstellen angezeigt, an denen mindestens ein Behälter der gewählten Fraktion steht. In der Karte wird mittels Ampelsystem der Füllstand des vollsten Behälters angezeigt. D.h. an einer Sammelstelle, die durch einen roten Punkt mit der Zahl 3 gekennzeichnet ist, stehen drei Behälter der gewählten Fraktion, von denen mindestens einer einen Füllstand größer als 80 % aufweist. Im unteren Teil der Darstellung sind die einzelnen Container, deren Standorte und der jeweilige Füllstand für die betreffende Fraktion noch einmal aufgelistet. Diese Listen können manuell bearbeitet werden, indem die DisponentInnen festlegen können, dass z.B. ein gelber Behälter bereits entleert werden soll, weil dieser aus Erfahrung nach 18.00 innerhalb kürzester Zeit voll wird.

Ein Optimierungsdurchlauf kann manuell gestartet werden und nach Abschluss des Durchlaufs werden auf der Kartendarstellung die Touren für die einzelnen Fahrzeuge in unterschiedlichen Farben visualisiert. Im rechten oberen Fenster werden die Touren auch in Listenform angezeigt, um alle notwendigen Informationen übersichtlich darstellen zu können. Die DisponentInnen sollen selbst entscheiden können, welche Ansicht sie wählen wollen. In Abb. 3 ist ein Entwurf einer möglichen Benutzeroberfläche dargestellt.

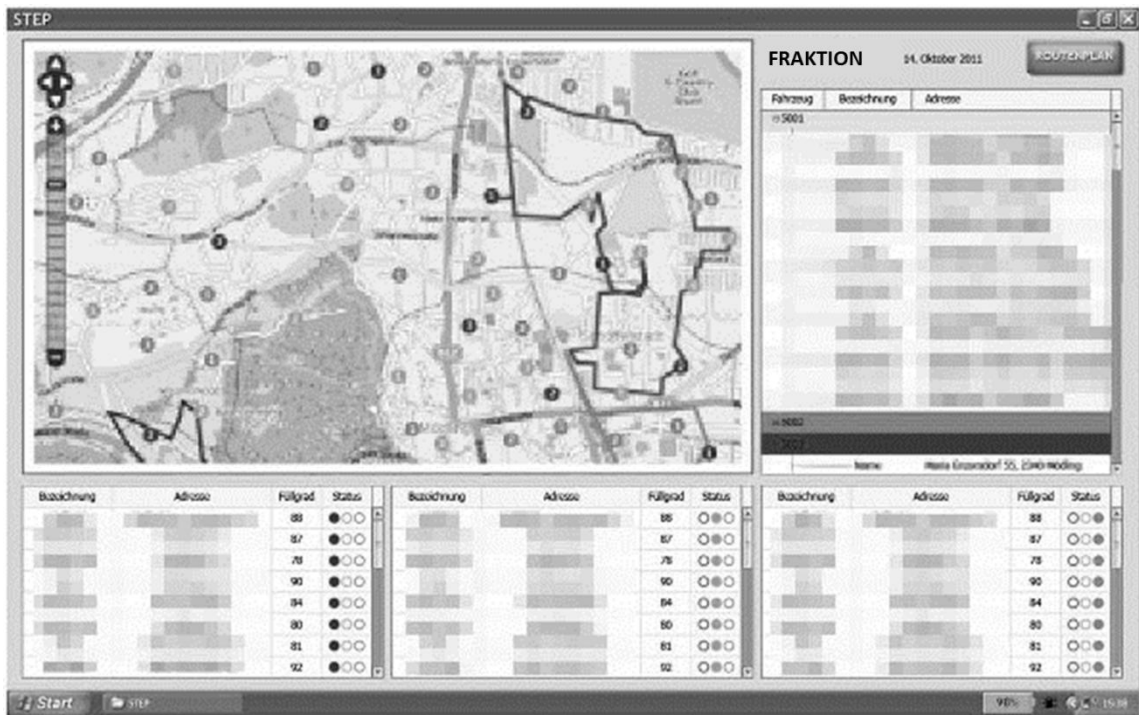


Abb. 3: Darstellung der Benutzeroberfläche

## 4 SCHLUSSFOLGERUNG, ZUSAMMENFASSUNG

Im Rahmen des beschriebenen Projekts wird ein Pilotsystem entwickelt, das die Planungssituation in Abhängigkeit der Planungsregion und der gewünschten Fraktion darstellt und optimierte Tourenpläne für Entsorgungsfahrzeuge unter Berücksichtigung von Füllstandsinformationen berechnet. Dabei werden einerseits die DisponentInnen unterstützt, indem die Planung automatisiert durchgeführt wird und nur Auswahlmöglichkeiten und Anpassungen manuell erfolgen. Andererseits werden durch das Einbeziehen von Füllstandsinformationen eine effiziente Nutzung der Fahrzeuge und eine bedarfsgerechte Entsorgung angestrebt. Durch die tagesaktuelle

Planung kann zudem auf kurzfristige Ereignisse wie Straßensperren oder Veranstaltungen flexibel reagiert werden.

Die Arbeiten am vorliegenden Projekt sind zum Zeitpunkt der Veranstaltung noch nicht abgeschlossen, die Komponenten des Pilotsystems befinden sich noch im Entwicklungsstadium. Bei der Darstellung der Benutzeroberfläche handelt es sich um einen Entwurf, der sich bis zum Abschluss des Projekts noch weiterentwickeln wird. Die Grundidee der Funktionsweise des Prototyps ist damit jedoch bereits definiert. Aufgrund der engen Zusammenarbeit mit Spezialisten aus der Entsorgungsbranche kann bereits in diesem Stadium damit gerechnet werden, dass durch den späteren Einsatz des Systems eine effizientere Nutzung der Fahrzeugkapazitäten im Vergleich zu einer langfristigen Planung ohne Verwendung von Sensordaten erreicht werden kann. Abhängig von der Planungsregion (städtisch, ländlich) und der Anzahl an Fahrzeugen und Abholstellen werden Kosteneinsparungen von 5 bis 10 % erwartet.

## 5 DANKSAGUNG

Die im vorliegenden Beitrag beschriebenen Erkenntnisse stammen aus einem Forschungsprojekt in Zusammenarbeit von Salzburg Research Forschungsgesellschaft m.b.H., Fagus Consulting GmbH, PRIMEBIRD GMBH und SHOP2WIN Marketing GmbH. Das Projekt wird im Förderprogramm I2V von der Österreichischen Forschungsförderungsgesellschaft (FFG) und dem Bundesministerium für Verkehr, Innovation und Technologie (BMVIT) unterstützt.

## LITERATUR

- Clarke, G. & Wright, J.W. (1964) Scheduling of vehicles from a central depot to a number of delivery points. *Operations Research* 12 (4), S. 568-581.
- Hansen, P. & Mladenovic, N. (2001) Variable Neighborhood Search: Principles and applications. *European Journal of Operational Research* 130 (2001), S. 449-467.
- Kirkpatrick, S., Gelatt Jr., C.D., and Vecchi, M.P. (1983) Optimization by Simulated Annealing. *Science* 220, No.4598, S. 671-680.
- Mladenovic, N. & Hansen, P. (1997) Variable Neighborhood Search. *Computers and Operations Research* Vol. 24, No. 11, S. 1097-1100.
- Parragh, S.N., Doerner K.F. & Hartl, R.F. (2010) Variable Neighborhood Search for the Dial-a-Ride Problem. *Computers and Operations Research* Vol. 37, Issue 6, S. 1129-1138.
- Polacek, M., Hartl, R.F., Doerner, K.F. & Reimann, M. (2004) A Variable Neighborhood Search for the Multi Depot Vehicle Routing Problem with Time Windows. *Journal of Heuristics* 10, S. 613-627.
- Solomon, M. M. (1987). Algorithms for the vehicle routing and scheduling problems with time window constraints. *Operations Research* 35, S. 254-265.
- Taillard, E. D., Badeau, P., Gendreau, M., Guertin, F. & Potvin, J. Y. (1997) A tabu search heuristic for the vehicle routing problem with soft time windows. *Transportation Science* 31, S. 170-186.

# Interkommunale Zusammenarbeit bei der Sammlung von Siedlungsabfällen

A. Krenn

*Stadtgemeinde Leoben, Referat Umwelt und Tiefbau, Leoben, Österreich*

**KURZFASSUNG:** Um neben den abfallrechtlichen Bestimmungen auch die Forderung nach leistbaren Gebühren erfüllen zu können, sind die kommunalen Sammelbetriebe einer permanenten Optimierung ihrer betriebswirtschaftlichen Strukturen unterworfen. Darüber hinaus ist sicherzustellen, dass dem wirtschaftlichen Vergleich mit Kosten und Leistung privater Anbieter standgehalten werden kann. Dabei stellen interkommunale Kooperationen eine von mehreren Möglichkeiten dar, Betriebsabläufe zu optimieren und Ressourcen zielgerichtet einzusetzen. Am Beispiel der Stadt Leoben und deren Kooperationen mit zwei Nachbargemeinden soll ein positives Ergebnis einer derartigen Zusammenarbeit gezeigt werden, welche deutliche Vorteile für alle Beteiligten erbracht hat.

## 1 EINLEITUNG

Im Bundesland Steiermark ist die Sammlung von Siedlungsabfällen durch das Steiermärkische Abfallwirtschaftsgesetz den Gemeinden übertragen worden und haben diese für diese Aufgabe eine öffentliche Abfuhr einzurichten. Dazu können sich die Gemeinden eigener Einrichtungen mit Fahrzeugen und Personal bedienen, aber auch anderer öffentlicher Einrichtungen (Abfallwirtschaftsverband, Verwaltungsgemeinschaft) oder eines berechtigten privaten Sammlers.

Die Stadtgemeinde Leoben betreibt seit Beginn einer geordneten Abfallabfuhr ein eigenes Sammelunternehmen, während sich zwei unmittelbar angrenzende Nachbargemeinden seit etwa zwei Jahrzehnten eines privaten Entsorgers bedienen haben.

## 2 HANDLUNGSEMPFEHLUNGEN AUS KENNZAHLENPROJEKT

Ein vom Land Steiermark unterstütztes Kennzahlenprojekt hat neben dem Vergleich des Sammelaufwandes für Siedlungsabfälle in den einzelnen Gemeinden der Region auch Optimierungspotentiale bei den bestehenden kommunalen Sammelbetrieben gezeigt.

Deren Umsetzung, insbesondere durch Straffung der Tourenpläne, Adaptierung des Behälternetzes, sowie Erneuerung des Fuhrparks haben im Abfuhrbetrieb der Stadtgemeinde Leoben freie Kapazitäten bei der Sammelleistung gezeigt.

Schwerpunktmäßig sei dabei der Austausch der vorhandenen 90 Liter Ringtonnen aus Stahlblech und deren Ersatz durch 120 Liter Kunststoffbehälter genannt, der Ersatz bestehender 2-Achs Sammelfahrzeuge (Drehtrommel) durch 3-Achs Fahrzeuge mit gelenkter Nachlaufachse und die Streckung der Entleerungsintervalle. In einem neu festgelegten Abfuhrbereich an der Peripherie (Randgebiet im ländlichen Umfeld der Stadt mit überwiegender Einfamilienhausbebauung) wurde ein 4-wöchiges Entleerungsintervall zwingend festgelegt.

Allfällige Kapazitätsprobleme werden durch größere Behälter oder Erhöhung der Anzahl, keinesfalls jedoch durch Kürzung der Entleerungsintervalle gelöst. Diese hätten den betriebswirtschaftlichen Vorteil wieder zunichte gemacht.

### 3 BILDUNG EINER VERWALTUNGSGEMEINSCHAFT

Entsprechend den dazu ergangenen Empfehlungen im Abschlussbericht des Kennzahlenprojektes wurden Gespräche mit den unmittelbar angrenzenden Nachbargemeinden mit der Zielsetzung einer künftigen Kooperation im Abfuhrbetrieb aufgenommen. Erste Berechnungen haben dabei für beide Nachbargemeinden günstigere Sammelkosten gegenüber den zu diesem Zeitpunkt in diesen Gemeinden noch beauftragten privaten Sammelbetreibern erwarten lassen.

Aus vergaberechtlicher Sicht hat sich die Notwendigkeit zur Bildung einer Verwaltungsgemeinschaft nach der Steiermärkische Gemeindeordnung gezeigt.

Diese wurde im Gemeinderat der beteiligten Gemeinden beschlossen. Innerhalb dieser öffentlich-rechtlichen Form bedarf der gegenseitige Leistungsaustausch vergaberechtlich keiner Ausschreibung bzw. eines gesonderten Verfahrens.

Tab. 1: Behälter- und Leistungsstatistik

Gemeinde	Einwohner	Bereitgestelltes Volumen (m <sup>3</sup> /Jahr)			Entleerungseinheiten		
		RM	Bio	Papier	RM	Bio	Papier
Leoben	27.987	63.822	19.296	49.557	259.956	101.987	233.891
Niklasdorf	2.821	3.188	2.288	2.236	14.342	12.180	8.484
Proleb	1.774	1.516	1.149	1.187	8.198	6.502	4.480

Darüber hinaus wurde eine vertragliche Vereinbarung geschlossen, welche die gegenseitigen Rechte und Pflichten der Stadt Leoben und seiner beiden Nachbargemeinden für den Bereich der Abfallsammlung regelt. Insbesondere die Frage der Kostentragung wurde darin festgelegt und zwar insofern, als man sich auf die Aufteilung der für den gemeinsamen Betrieb entstehenden jährlichen Betriebskosten nach dem Verhältnis der Behälterentleerungseinheiten festlegte. Dabei werden die geschätzten Jahresbetriebskosten vorweg in Quartalsbeiträgen verrechnet. Nach Vorliegen des endgültigen Betriebsabrechnungsbogens erfolgt im Nachhinein eine Nachverrechnung oder Refundierung je nachdem, ob die prognostizierten Entleerungseinheiten im betreffenden Jahr über- oder unterschritten worden sind.

### 4 KOSTENGRUNDLAGE

Grundlage ist der Betriebsaufwand des Jahres getrennt für Restmüll, Bioabfall und Altpapier einerseits und die in den jeweiligen Gemeinden für die einzelnen Abfallfraktionen erbrachten Behälterentleerungseinheiten. Die Bewertung wurde dabei so festgelegt, dass die einmalige Entleerung eines Behälters einer Größe von 120 Liter oder kleiner mit 0,8 Entleerungseinheiten bewertet werden, Behälter mit 240 Liter bis 360 Liter werden mit jeweils 1 Einheit bewertet und Behälter mit 660 Liter bis 1100 Liter mit 4 Entleerungseinheiten.

Im Bereich Vollservice, d.h. die Behälter sind nicht an der Entleerungsstelle bereit gestellt, werden die Einheiten (ausgen. vierrädrige Behälter) noch zusätzlich um den Erschwernisfaktor 1,7 für den zeitlichen Mehraufwand des Bereitstellens der Behälter erhöht.

### 5 AUFLÖSUNG BESTEHENDER SAMMELVERTRÄGE UND ERNEUERUNG DES BEHÄLTERNETZES

Nach Durchführung der verwaltungsrechtlichen Vorarbeiten erfolgte die Kündigung der bestehenden Sammelaufträge mit dem in den beiden Nachbargemeinden bisher tätigen Entsorgungsunternehmen. Die verbleibende Vertragslaufzeit wurde dazu verwendet, die logistischen Planungen durchzuführen sowie zur Beschaffung der neuen Behälter für alle drei Abfallfraktionen. Dies war notwendig geworden, da der bisher beauftragte private Entsorger den Verkauf des bestehenden Behälterstandes ablehnte.

Es war daher notwendig für beide Gemeinden den gesamten erforderlichen Behälterstand für Restmüll, Bioabfall und Altpapier neu anzuschaffen. In Anlehnung an das Behältersystem der Stadt Leoben wurden für die Nachbargemeinden die gleichen Behältertypen gewählt. Für Restmüll 120 Liter, 240 Liter und 1100 Liter Behälter, für Bioabfall ausschließlich 120 Liter und 240 Liter Behälter und für Altpapier 240 Liter und 1100 Liter Behälter aus Kunststoff. Bei den 1100 Liter Behältern ist ein Deckel in Deckel System nach dem „Modell Wien“ gewählt worden.

Aus logistischer Sicht stellte diese Behälterumstellung eine besondere Herausforderung dar, da der jeweils neue Restabfall-, Bioabfall- und Altpapierbehälter gleichzeitig mit der letzten Entleerung durch den privaten Entsorger entfernt werden musste und danach – just in time – durch ein neues Gefäß zu ersetzen war. Diese Tätigkeit wurde zusätzlich durch die winterlichen Verhältnisse in der letzten Dezemberwoche erschwert.



Abb. 1 und 2: Erneuerung des Behälternetzes



## 6 TOURENPLANUNG UND PROJEKTUMSETZUNG

Bei der Detailplanung erfolgte in enger Abstimmung mit den beiden Nachbargemeinden eine Neubewertung der erforderlichen Sammelleistungen. Sowohl die Behälteranzahl und Behältergröße, als auch die Entleerungshäufigkeit wurden hinterfragt und auf Notwendigkeit geprüft. Im Bereich der Einfamilienhäuser wurde von bisher (teilweise) 14-tägiger Entleerung auf einen 4-wöchentlichen Rhythmus umgestellt. Das führte zu einer Reduzierung der Entleerungseinheiten und somit auch zu einer Verringerung der anteiligen Sammelkosten.

Anfängliche Kritik der betroffenen Bevölkerung konnte im Zuge detaillierter Beratungsgespräche sowie nach durchgeführten Müllkontrollen ausgeräumt werden. Im Zuge der Startphase erfolgten regelmäßige Gesprächstermine aller Beteiligten, um frühzeitig auf notwendige Anpassungen reagieren zu können. Insbesondere Fragen wie das Vorgehen bei Behälterüberfüllungen, eingeschränkte Zugänglichkeit zu Behälterstandorten, die Bereitstellung der Behälter am Entleerungstag an der festgelegten Örtlichkeit und nicht zuletzt Erschwernisse durch winterliche Fahrverhältnisse wurden in regelmäßigen Jour fixe besprochen. Dabei war zielführend, dass sowohl der zuständige Wirtschaftshofleiter als auch die verantwortliche Abfallberaterin "kritische" Touren begleitet haben, um sich direkt vor Ort ein Bild von der tatsächlichen Situation der Behälterbereitstellung und Befüllung machen zu können.

Seit dem Jahr 2011 erfolgt nun die Sammlung der Siedlungsabfälle in den beiden Nachbargemeinden durch den Müllabfuhrbetrieb der Stadt Leoben. Die aus den Kennzahlenprojekten resultierenden betrieblichen Optimierungen bei Personal, Fuhrpark und Tourenplanung haben ermöglicht, dass die beiden Nachbargemeinden mit demselben Personal- und Fahrzeugstand betreut werden können, welcher vorher allein für die Sammlung der Siedlungsabfälle in der Stadt Leoben eingesetzt werden musste. Die bisher allein für Leoben erbrachten rund 595.000 Entleerungseinheiten wurden im Zuge der Leistungserbringung für die beiden Nachbargemeinden um etwa 55.000 bzw. rund 9 % auf 650.000 Behälterentleerungseinheiten erhöht.

## 7 SCHLUSSFOLGERUNG, ZUSAMMENSETZUNG

Seit wenigen Monaten liegen nun die Betriebsergebnisse des ersten Jahres der neuen Sammelkooperation vor. Grundlage dafür sind einerseits die errechneten Behälterentleerungseinheiten getrennt in Restabfall, Bioabfall und Altpapier, welchen die aktuellen Behälterstände sowie die (teilweise) neu angepassten Entleerungsintervalle zugrunde gelegt worden sind und andererseits die jeweils für die drei Fraktionen getrennt ermittelten Betriebsaufwendungen aus Personal- und Fahrzeugkosten sowie anteiligem Verwaltungsaufwand.

Für beide Nachbargemeinden hat sich eine Reduzierung des Sammelkostenaufwandes von jeweils mehr als 30 % gezeigt, gegenüber jenen Sammelkosten, die bisher an den privaten Sammelunternehmer zu entrichten gewesen waren. Demgegenüber kann die Stadt Leoben als Betreiber des Abfuhrunternehmens aus der Kooperation Einnahmen in der Größenordnung von deutlich über 100.000,- Euro lukrieren – bereinigt um den Sachaufwand für Treibstoffe, Betriebsmittel etc. – ohne zusätzlichen Personal- und Fahrzeugmehraufwand.

Somit ist zusammenfassend festzustellen, dass die Gemeindekooperation für alle drei Kommunen einen deutlichen wirtschaftlichen Vorteil gebracht hat. Sowohl die Planungsphase als auch die Umsetzung erfolgte in konsensualer Abstimmung aller beteiligten Partner unter Einbindung deren Interessen durchwegs positiv. Darüber hinaus konnte der Nachweis erbracht werden, dass auch kommunale Betriebe erfolgreich wirtschaftlich geführt werden und dadurch wettbewerbsfähig im Vergleich zu privaten Anbietern sind.

# Raw Material Index (RMI) – Ein Index zur Bewertung des Rohstoffinventars von Produkten

S. Gäth

*Justus-Liebig-Universität Gießen, Professur für Abfall- und Ressourcenmanagement, Gießen, Deutschland*

**KURZFASSUNG:** Komplexe Produkte wie Mobiltelefone enthalten eine Vielzahl verschiedener Elemente in unterschiedlichen Konzentrationen. Im Regelfall handelt es sich dabei um Rohstoffe, deren Vorkommen auf unserer Erde zunehmend begrenzt sind, so dass ein sorgsamer Umgang mit ihnen erfolgen muss. Die Vielzahl der eingebauten Elemente – zumeist Metalle – und deren unterschiedliche Knappheit führen zu dem Problem, dass ein Vergleich von Produkten gleicher Funktionsvielfalt bisher unmöglich ist.

Der Raw Material Index (RMI) stellt einen Ansatz dar, diesen Vergleich durchzuführen, indem die Konzentration der eingebauten Metalle mit der elementspezifischen Knappheit verknüpft und dann für alle Elemente aufsummiert wird. Als Maß der Knappheit wird in diesem Sinne die Kritikalität verwendet, die verschiedene Indikatoren berücksichtigt und beispielhaft für Deutschland angewendet wurde.

Die vorgestellten Beispiele zeigen anhand verschiedener Mobiltelefone den Ansatz und die Aussagekraft. Denkbar ist es, den RMI auch zur Bewertung der Recyclingrate und Recyclingtiefe anzuwenden.

## 1 EINLEITUNG

Konsumprodukte, in erster Linie elektronische Geräte, wie Mobiltelefone und Computer enthalten je nach ihrer Funktionalität eine Vielzahl an verschiedenen, auf unserer Erde begrenzt vorkommende Elemente (Achet et al. 2011). Dazu zählen zum Beispiel Eisen- und Nichteisenmetalle, Metalle der Platingruppe sowie Seltene Erdenmetalle. Für die materielle Begrenztheit der einzelnen Elemente existieren verschiedene Indikatoren wie zum Beispiel die statische Reichweite oder die so genannte Kritikalität.

Für einen nachhaltigen Umgang mit unseren begrenzten Ressourcen kommt es darauf an, zum einen die Metalle effizient in den einzelnen Konsumgütern einzusetzen, zum anderen ihren Wiedergewinn nach Ablauf der Nutzungszeit sicherzustellen. Gerade Mobiltelefone sind Konsumgüter, die kurze Entwicklungs- und Nutzungszeiten haben, so dass deren Ressourcengehalt für das Recycling auf der einen Seite wie den Ressourcenverbrauch auf der anderen Seite von Bedeutung ist.

Für den Ressourcengehalt von Konsumgütern gibt es bislang keinen zusammenfassenden Parameter, selbst der individuelle Gehalt an Kupfer, Gold oder Silber ist nur im Einzelfall bekannt. Das führt dazu, dass der Konsument den Rohstoffwert seines Produktes nicht bemessen kann und ein Vergleich mit verschiedenen Produkten gleichen Funktionsumfangs unmöglich ist. Es führt aber auch dazu, dass bei der Entwicklung neuer Produkte die Ressourceneffizienz nur ungenügend berücksichtigt werden kann, da einzig die Funktionalität und der Preis einzelner Produktkomponenten für den Anbieter entscheidend sind.

Nachfolgend wird vor diesem Hintergrund ein Ansatz vorgestellt, mit dessen Hilfe der Ressourcengehalt einzelner Produkte zusammenfassend beziffert und die Ressourceneffizienz zwischen verschiedenen Produkten gleicher Nutzenvielfalt bewertet werden kann.

## 2 DER ANSATZ

Ziel eines zusammenfassenden Rohstoffwertes von Produkten muss es sein, den gerätespezifischen Rohstoffgehalt der einzelnen Elemente mit der individuellen, elementspezifischen Knappheit zu verknüpfen (Gl. 1).

$$RMI = \sum_{i=1}^n (C_i * (1 + K_i)) \quad (1)$$

mit

- RMI – spezifischer Raw Material Index in mg/kg
- C<sub>i</sub> – Konzentration des Elementes i in mg/kg
- K<sub>i</sub> – Kritikalität des Elementes i

In der Bewertung von Umweltschadstoffen und klimarelevanten Gasen sind Indizes und Äquivalenzansätze ein vielfach genutztes Instrument. Beispielhaft sei die Bewertung der Toxizität von Dioxinen/Furanen oder das Treibhausgasäquivalent genannt. Von Brans (2008) wurde ein Schadeinheitenansatz vorgestellt, mit dessen Hilfe komplexe Schadstoffgehalte im Grundwasser von Altlastenstandorten vergleichbar gemacht werden können. Für die Bewertung der Knappheit unserer Ressourcen lassen sich verschiedene Kenngrößen heranziehen, wie etwa die statische oder dynamische Reichweite. Im vorliegenden Ansatz wurde auf das Kritikalitätskonzept des IZT (2011) zurückgegriffen. Bei diesem Konzept, das zur Bewertung der Rohstoffversorgung der deutschen Wirtschaft vorgelegt wurde, werden zwei Indikatoren herangezogen: Die Vulnerabilität bzw. Verwundbarkeit und das Versorgungsrisiko. Tabelle 1 stellt das Indikatoren-Set zusammen, das zur Ableitung der Kritikalität dient (IZT 2011).

Tab. 1: Indikatoren-Set zur Ableitung der Kritikalität von Rohstoffen nach IZT (2011)

Vulnerabilität Mengenrelevanz	Gewichtung	Versorgungsrisiko Länderrisiko	Gewichtung
Anteil Deutschlands am Weltverbrauch (2008)	25 %	Länderrisiko für die Importe Deutschlands (2008)	10 %
Änderung des Anteils Deutschlands am Weltverbrauch (2004-2008)	10 %	Länderrisiko für die globale Produktion (2008)	10 %
Änderung der Importe Deutschlands (2004-2008)	10 %	Länderkonzentration der globalen Reserven (2008)	10 %
Strategische Relevanz		Marktrisiko	
Sensitivität der Wertschöpfungskette in Deutschland	25 %	Unternehmenskonzentration der globalen Produktion (2008)	25 %
Globaler Nachfrageimpuls durch Zukunftstechnologien (2030)	20 %	Verhältnis von globaler Reserve zu globaler Produktion (2008)	25 %
Substitutierbarkeit		Strukturrisiko	
	10 %	Anteil der globalen Haupt- und Nebenproduktion	10 %
		Recyclingfähigkeit	10 %
Summe	100 %	Summe	100 %

Der Vorteil des vorliegenden Kritikalitätsansatzes liegt darin, dass er verschiedene Indikatoren anteilig berücksichtigt. So werden für die Bewertung der Vulnerabilität die Mengen- und Strategische Relevanz anteilig herangezogen. Zur Bewertung des Versorgungsrisikos dient das elementspezifische Länderrisiko, das Marktrisiko und das so genannte Strukturrisiko, das auch die aktuelle Recyclingfähigkeit anteilig berücksichtigt. Die Vulnerabilität wie das Versorgungsrisiko schwanken zwischen 0 und 1. Die Kritikalität eines Stoffes ist in diesem Kontext das Produkt aus der Vulnerabilität und dem Versorgungsrisiko. Die Kritikalität eines Elementes ist demnach umso kritischer je höher das Versorgungsrisiko und die Vulnerabilität sind! Umgekehrt ist die Kritikalität gleich Null, wenn das Versorgungsrisiko zwar hoch aber die Ver-

wundbarkeit Null ist und umgekehrt. Abb. 1 zeigt die Einstufung verschiedener Elemente im Koordinatensystem, wobei auf der Abszisse das Versorgungsrisiko und auf der Ordinate die Verwundbarkeit für Deutschland dargestellt ist (Stand 2008) (IZT 2011).

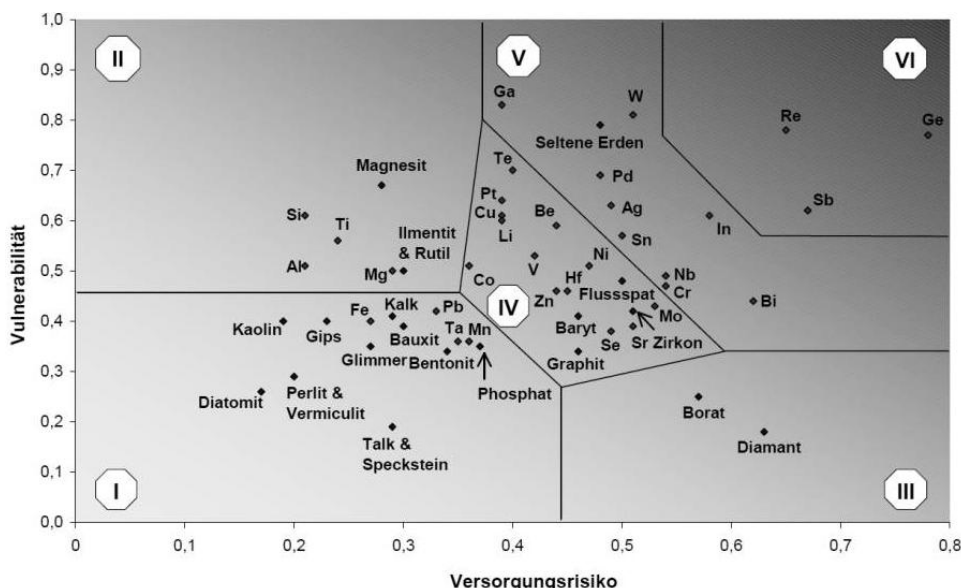


Abb. 1: Rohstoffkritikalität von Deutschland für das Jahr 2008 (Quelle: IZT 2011)

Wie Abb. 1 zeigt, bilden die Autoren für Deutschland sechs verschiedene Kritikalitätsklassen. Die größte Kritikalität haben in diesem Kontext Ge, Re und Sb. Zur Bewertung der Kritikalität wurden für den vorliegenden Beitrag die Vulnerabilität und das Versorgungsrisiko der Abbildung 1 entnommen und mit Elementkonzentrationen verschiedener elektronischer Geräte verrechnet. In die Bewertung gehen je nach Datenlage 15 Elemente ein, namentlich Al, Cu, Fe, Pb, Sn, Zn, Ag, Au, Pd, Ba, Bi, Co, Ga, Sr und Ta. Die Materialzusammensetzung der betrachteten Geräte stammt von MoE & METI (2010).

### 3 ERGEBNISSE

Tab. 2 zeigt beispielhaft die Ableitung des spezifischen RMI für ein Mobiltelefon – Mittelwert aus drei funktionsgleichen Geräten.

Tab. 2: Spezifischer RMI für ein Mobiltelefon (Produktion nach 2000, mit Kamera) – Konzentrationsangaben nach MoE & METI (2010)

Element	Kritikalität	Elementgehalt mg/kg	Spezifischer RMI mg/kg
Al	0,107	15.667	17.345
Cu	0,238	386.667	478.655
Fe	0,108	13.333	14.773
Pb	0,142	9.133	10.434
Sn	0,285	29.667	38.122
Zn	0,202	4.833	5.812
Ag	0,311	12.633	16.564
Au	0,040	1.633	1.699
Pd	0,331	320	426
Ba	0,184	20.333	24.075
Bi	0,273	633	806
Co	0,184	190	225
Ga	0,324	122	162
Sr	0,199	-	-
Ta	0,124	2.500	2.811
Summe			611.907

Das Mittel aus drei Mobiltelefonen hat danach einen spezifischen RMI von knapp 611.907 mg/kg. Im Vergleich dazu hat ein Mobiltelefon ohne Kamera einen spez. RMI von 539.424 mg/kg. Das bedeutet, die Funktion Kamera erhöht den spezifischen Ressourcenbedarf um 72.483 mg/kg bzw. 13,4 % eines Mobiltelefons ohne Kamerafunktion. Der RMI ist demnach in erster Linie dazu geeignet, den Ressourcenanspruch von Konsumgütern transparent zu machen. Abb. 2 zeigt beispielhaft, dass der spezifische RMI von Mobiltelefonen, die vor 2.000 hergestellt wurden, einen um 5 % höheren Ressourcenanspruch hatten (571.017 mg/kg) als Geräte mit gleichem Funktionsumfang, die nach 2000 hergestellt wurden (539.424 mg/kg). Das heißt umgekehrt, dass die Ressourceneffizienz – bei einer Zunahme der Leistungsfähigkeit – um 5 % gestiegen ist. Leider kann an dieser Stelle der absolute RMI nicht quantifiziert werden, da keine Gewichtsangaben der Geräte vorliegen. Es ist aber davon auszugehen, dass die Geräte ohne Kamerafunktion eher leichter geworden sind.

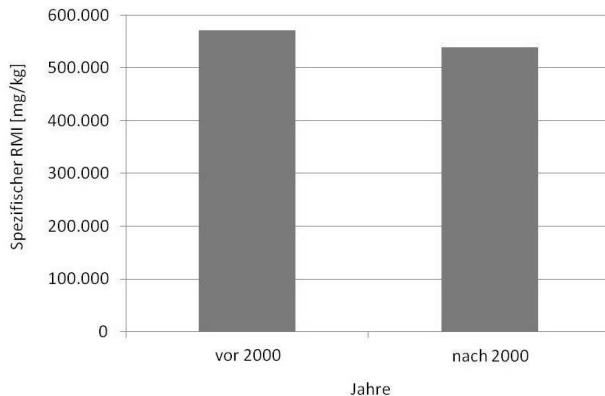


Abb. 2: Spezifischer RMI von Mobiltelefonen (ohne Kamera), die vor 2000 oder nach 2000 auf den Markt gebracht wurden

#### 4 FAZIT

Die Beispiele zeigen, dass der vorgestellte Raw Material Index (RMI) ein hilfreicher Ansatz ist, um den Ressourcenanspruch von Produkten zu quantifizieren und vergleichbar zu machen. Der Beitrag soll dazu dienen, an der Etablierung und Standardisierung eines vergleichbaren Index mitzuwirken. Der RMI könnte auch zur Bewertung der Recyclingrate und Recyclingtiefe von Produkten/Bauteilen eingesetzt werden, um die Qualität der Rohstoffwiedergewinnung zu bewerten.

#### LITERATUR

- Achzet, B., Reller, A., Zepf, V., Rennie, C., BP, Ashfield, M. & Simmons, J. (2011) Materials critical to the energy industry. An introduction. *ON Communication* S 68.
- Brans, J. (2008) Das Schadeinheitenmodell zur Identifikation und Bewertung von Standorten mit schädlichen Bodenveränderungen am Beispiel Industriepark Hoechst. *Boden und Landschaft*, Band 50, S 289.
- Erdmann, L., Behrendt, S. & Feil, M. (2011) *Kritische Rohstoffe für Deutschland - Identifikation aus Sicht deutscher Unternehmen wirtschaftlich bedeutsamer mineralischer Rohstoffe, deren Versorgungslage sich mittel- bis langfristig als kritisch erweisen könnte*. Berlin, Deutschland: Institut für Zukunftsstudien und Technologiebewertung (IZT). Im Auftrag der KfW Bankengruppe. Kurzfassung S 13.
- Reller, A. (2010) *Daten Elementzusammensetzung vom Ministry of Economy, Trade and Industry (METI) and Ministry of the Environment (MOE)*. Uni Augsburg, Deutschland.
- Wellmer, F.-W. (2011) Reichweitenberechnung von Bodenschätzen. Download unter <http://www.ptb.de/cms/presseaktuelles/themen/hermann-von-helmholtz/bisherige-symposien/helmholtz-symposium-2003/reichweiteberechnung-von-bodenschuetzen.html>.

# Das Verwertungsparadoxon: Die neue Komplexität in der Abfallwirtschaft

U. Gelbmann

*Institut für Systemwissenschaften, Innovations- und Nachhaltigkeitsforschung, Universität Graz, Österreich*

**KURZFASSUNG:** Mit der Verlagerung abfallwirtschaftlicher Tätigkeiten in Richtung Rohstoffwirtschaft gehen massive Veränderungen einher, da Abfallwirtschaftsunternehmen nunmehr einerseits als (Entsorgungs-)Dienstleister, aber auch als Rohstofflieferanten auftreten. Auch die Abfallproduzenten bemerken, dass sie statt wie bisher Abfälle potenziell wertvolle Rohstoffe produzieren. Wollen sich nun die Abfallproduzenten als Lieferanten einer Sache und nicht mehr als Kunden einer Dienstleistung profilieren, kann nicht mehr eindeutig gesagt werden, wer in dieser Gütertauschbeziehung (Transaktion) der Lieferant und wer der Kunde ist (der Geldfluss ist dabei zunächst nebensächlich). Dieser Sachverhalt wird von der Autorin als „Verwertungsparadoxon“ bezeichnet. Es verkompliziert die Marktbeziehungen und somit die Marketinganstrengungen der beteiligten Unternehmen. Mithilfe informationsökonomischer Ansätze gelingt es jedoch die Dichotomien „Sachleistung versus Dienstleistung“ bzw. „Beschaffung versus Absatz“ aufzulösen und so den Unternehmen der Abfallwirtschaftsbranche einen Ansatz zur Bewältigung der neuen Komplexität in der Abfallwirtschaft in die Hand zu geben.

## 1 EINLEITUNG

In der Abfallwirtschaft verschiebt sich seit einiger Zeit die Selbstwahrnehmung der Akteure, und sie erkennen neue Erfolgspotenziale: Die Entsorgungs-„dienstleister“ können nicht nur effiziente, auf die Bedürfnisse ihrer Kunden zugeschnittene Dienstleistungen erbringen, sondern sind auch Produktionsbetriebe, die mithilfe technologisch ausgefeilter Aufbereitungsprozesse große Teile des Abfalles in Einsatzstoffe zu verwandeln mögen (Roth & Pomberger 2010).

Dieser Beitrag will zur Untersuchung der Ursachen und Implikationen des Verwertungsparadoxons beitragen sowie erste Ansätze zum Management von Geschäftsbeziehungen in diesem komplexen Interaktionsfeld liefern. Die folgenden Forschungsfragen werden behandelt:

- Welche Voraussetzungen gibt es für den Handel mit Abfällen als Produkten?
- Wie sind die „neuen“ Abfallmärkte beschaffen und wer sind die Akteure?
- Wie können Gütertauschbeziehungen („Transaktionen“, Kirsch, Kutschker & Lutschewitz 1980) mit Abfällen strukturiert werden?
- Welche Implikationen ergeben sich aus dem Verwertungsparadoxon?
- Wie kann ein Abfallwirtschaftsunternehmen produktiv mit den Implikationen des Verwertungsparadoxons umgehen?

Ziel ist es, die unübersichtliche Situation neu zu strukturieren und den Abfallwirtschaftsunternehmen einen Ansatz in die Hand zu geben, wie sie die neuen Anforderungen in ihr Management einbetten können.

Der Beitrag ist konzeptioneller Art; die Methode beruht auf einer Sekundärerhebung der vorhandenen Literatur und auf einer Vielzahl von strukturierten und unstrukturierten Interviews mit ExpertInnen aus Wissenschaft, Abfallwirtschafts- und Produktionsunternehmen, welche großteils mit qualitativen Methoden (Inhaltsanalyse) ausgewertet wurden, teilweise plausibilitätsanalytisch mit einfließen.

Der Beitrag weist folgenden Aufbau auf: Nach einer Betrachtung der Eigenschaften von Abfällen als Wirtschaftssubjekten und der Darstellung möglicher Transaktionen mit Abfällen wird das Verwertungsparadoxon abgeleitet. Sodann erfolgen die Auflösungen der beiden wesentlichen Dichotomien „Absatz versus Beschaffung“ und „Dienstleistung versus Sachleistung“. Daraus werden die Implikationen des Verwertungsparadoxons abgeleitet und Empfehlungen zum Management bzw. zur Überwindung der Komplexität gegeben.

## 2 VORAUSSETZUNGEN FÜR DEN HANDEL MIT „ABFÄLLEN“ ALS PRODUKTEN

Jede Produktion ist Kuppelproduktion (Riebel 1955). Daher entstehen neben dem eigentlich beabsichtigten Produkt auch unbeabsichtigte Outputs, die teilweise als Nebenprodukte, teilweise als Abfälle angesehen werden. Ziel eines ökoeffizienten bzw. –effektiven Umganges mit Ressourcen im Sinne der fünfteiligen Abfallhierarchie der Abfallrahmenrichtlinie (2008) ist es, neben der Vermeidung von Abfällen für deren weitgehende Rückführung in produktive Prozesse zu sorgen. Daher sind möglichst viele der bisherigen „Abfälle“ in „(Neben-)Produkte“ umzuwandeln, die einer erneuten Nutzung zugeführt werden können. Für diese Umwandlung kommen prinzipiell drei Ansatzpunkte in Betracht (Gelbmann 2010):

- Die „Umwandlung“ geschieht beim Produzenten des Kuppelproduktes. Dann entsteht rechtlich nie ein Abfall und die Vermarktung kann direkt erfolgen (internes Recycling, z.B. Von Wasser; Extraktion von Chemikalien aus Zellstoffabwässern).
- Ein Produktionsbetrieb nimmt den „Abfall“ an, bereitet ihn wenn nötig auf und führt ihn sodann einem Einsatzzweck zu. Hier besteht das Problem, dass nachzuweisen ist, dass der „Abfall“ eben kein Abfall (mehr) im Sinne des subjektiven Abfallbegriffes des AWG ist, sondern als Nebenprodukt vermarktet wird. Was bisher Abfall war, unterliegt nicht mehr einer Entledigungsabsicht, sondern einer Veräußerungsabsicht. So zu argumentieren geht leichter, wenn ein positiver Preis erzielt wird, müsste aber grundsätzlich auch möglich sein, wenn kein Entgelt verlangt wird (z.B. Autoreifen an Zementwerk).
- Ein Dritter (z.B. ein Entsorgungsunternehmen) übernimmt den Abfall als Abfall, führt Aufbereitungs-/Verarbeitungsschritte durch und veräußert das so entstandene Produkt weiter. Hier muss das Abfallende definiert werden.

Die Punkte 2 und vor allem 3 bilden aus Sicht eines „Abfallmarketing“ oder einer „Rohstoffplattform“ Herausforderungen mit dem Hauptansatzpunkt „Abfallende“: Gemäß § 5 (2) AWG 2002 kann der Umweltminister eine Verordnung erlassen, die das Ende eines Abfalles früher als beim tatsächlichen Wiedereinsatz annimmt, wenn der Abfall „für diesen bestimmten Verwendungszweck eingesetzt wird, ein Markt dafür existiert, Qualitätskriterien, welche die abfallspezifischen Schadstoffe berücksichtigen, insbesondere in Form von technischen oder rechtlichen Normen oder anerkannten Qualitätsrichtlinien, vorliegen und keine höhere Umweltbelastung und kein höheres Umweltrisiko von dieser Sache ausgeht als bei einem vergleichbaren Primärrohstoff oder einem vergleichbaren Produkt aus Primärrohstoff.

## 3 DIE „NEUEN“ ABFALLMÄRKTE UND IHRE AKTEURE

Das neue Erfolgspotential bewirkt aber auch ein engeres Zusammenrücken in der Nische der Abfallwirtschaft: Die Märkte, die bislang relativ klar in Absatz- bzw. Beschaffungsmärkte (für „Produkte“ bzw. Einsatzstoffe einerseits und Entsorgungsmärkte für „Abfälle“ aufgeteilt waren, beginnen miteinander zu verschmelzen: Erkennen die bisher entsorgenden Unternehmen das Gewinnpotential, das in ihren Abfällen steckt, eröffnet sich ihnen die Chance der Diversifikation ihres Absatzprogrammes und ermutigt sie zur Vorwärtsintegration. Demgegenüber steigt für Unternehmen, die bisher primäre Einsatzstoffe oder durch die Abfallwirtschaft gesammelte (und aufbereitete) Abfälle beschafft haben, der Anreiz günstige Rohstoffquellen durch Eigenaufbereitung ihrer Abfälle zu erhalten. Die Abfallwirtschaft selbst schließlich sieht die Chance zur Diversifikation des bislang speziell auf (Entsorgungs-)Dienstleistungen gerichteten Produktionsprogrammes um Sachleistungen in Form von Rohstoffen. Durch diese völlig neue und intensiviertere Wettbewerbsintensität sinkt einerseits der Spielraum für Abfallwirtschaftsun-

ternehmen, da neue, bisher als Kunden agierende Mitbewerber auf den Plan treten. Andererseits steigt der Spielraum der Abfallwirtschaftsunternehmen auch, da sich – innovatives Unternehmensverhalten vorausgesetzt – eine Fülle potenziell gewinnbringender Alternativen zur bisherigen Entsorgung von Stoffen auftut.

#### 4 ABLEITUNG DES VERWERTUNGSPARADOXONS

##### 4.1 Darstellung des Verwertungsparadoxons

Durch die neuen Aktivitäten mit Abfällen entstehen neue Formen des Güterausstausches ("Transaktionsdesigns"): Bei klassischen Gütertransaktionen fließt eine Kombination aus Sach- oder Dienstleistungskomponenten vom Lieferanten an den Kunden, der wiederum ein Entgelt dafür entrichtet. Bei manchen Dienstleistungen geht kurzfristig eine Sache aus dem Einflussbereich des Kunden in den des Lieferanten über (z.B. Reparaturleistung), am grundsätzlichen Schema ändert sich aber nichts (vgl. Abb. 1, oben).

Bei Güterausstauschbeziehungen („Transaktionen“) mit Abfällen fließen typischerweise sowohl das Entgelt als auch die Sachleistung (die Weitergabe des Abfalles) von den Abfallproduzenten an die Entsorger, während die Dienstleistung „Entsorgung“ vom Entsorgungsunternehmen an den Abfallproduzenten geht (vgl. Abb. 1 Mitte, Gelbmann 2010, auch Pomberger 2010).

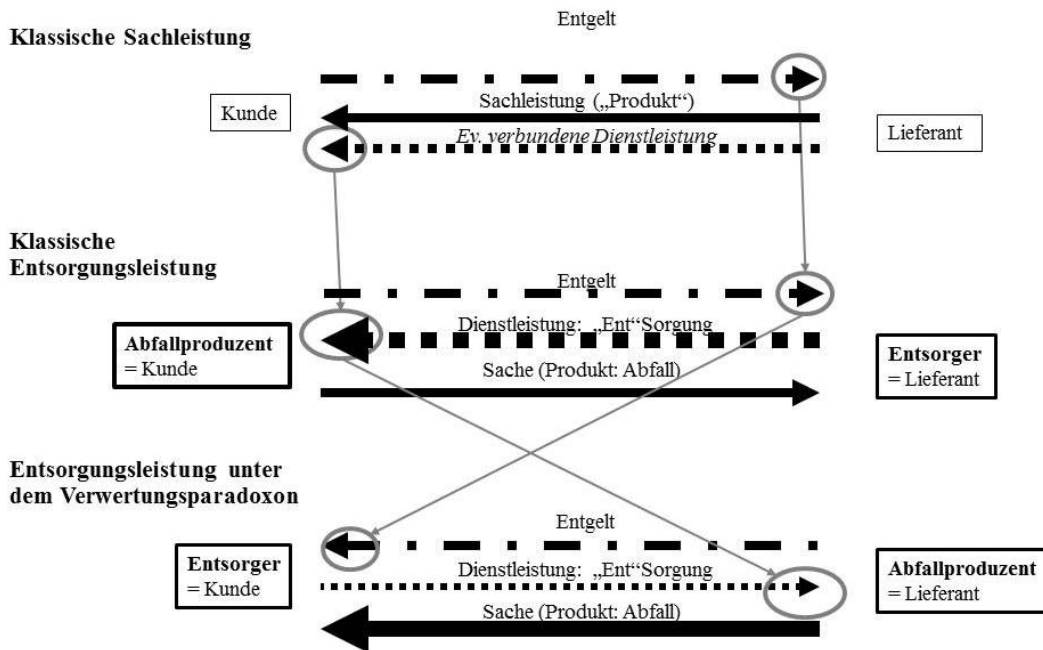


Abb. 1: Grafische Darstellung des Verwertungsparadoxons

Doch während bei klassischen Transaktionen die Austauschsituation „Ware gegen Geld“ im Zentrum des Interesses steht (Biergans 1992), können Abfälle auch andere Bedürfnisse fokussieren, etwa auf „Entledigung von Abfällen“ im Austausch gegen „Bereitstellung einer Dienstleistung“ (Gelbmann 2010). Dadurch kann es in der neuen Wettbewerbssituation zu einer Aufweichung der Positionen von Lieferanten und Abnehmern kommen. Es kann nicht mehr mit Sicherheit gesagt werden kann, welcher der beiden Transaktionspartner als Lieferant und welcher als Abnehmer auftritt. Im Extremfall finden zeitgleich in einer Transaktion die Akquisition einer Entsorgungsleistung und die Abgabe von (wertvollen) Einsatzstoffen statt (vgl. Abb. 1 unten). Dadurch sind in ein und dieselbe Transaktion „zwei“ Produzenten und „zwei“ Abnehmer involviert: Der Abfallproduzent und der Produzent der Entsorgungsdienstleistung sowie der Abnehmer der Sachleistung „Abfall“ und der Abnehmer der Dienstleistung „Entsorgung“. Jeder Transaktionspartner nimmt also zugleich eine Absatz- und eine Beschaffungsfunktion wahr. Daraus folgt aber weiter, dass nicht mehr eindeutig unterschieden werden kann, ob eine Dienstleis-



tung (die Entsorgung) oder eine Sachleistung (die Lieferung eines Stoffes) im Mittelpunkt der Transaktion steht. Diese Umkehrung bzw. auch „Verdoppelung“ der Positionen und die daraus entstehende Komplexität wird als „Verwertungsparadoxon“ bezeichnet (Gelbmann 2001, Gelbmann 2010).

Die Implikationen dieses Verwertungsparadoxons gewinnen für die Akteure am Abfallmarkt zunehmend an Bedeutung. „Abfallbewältigung“ wird zum Sachverhalt, der sich auf einer „zwischenbetrieblichen“ Ebene abspielt. Das fordert aus Managementsicht eine Abkehr von traditionellen Management und Marketing-Praktiken, da auf beiden Seiten wird eine Kombination aus Beschaffungs- und Absatzinstrumenten eingesetzt. Die komplexen organisatorischen und managementbezogenen Interdependenzen eines weniger und weniger einheitlichen Marktes müssen strukturiert und Lösungsansätze für die Verringerung der Komplexität gegeben werden. Die Implikationen des Verwertungsparadoxons werden im Nachfolgenden dargestellt.

#### 4.2 Folgen des Verwertungsparadoxons

Das Vorliegen des Verwertungsparadoxons kann die Zusammenarbeit im Bereich der Abfallwirtschaft erschweren, wenn sich beide beteiligten Partner in derselben Rolle sehen (z.B. als Anbieter einer Ware oder Dienstleistung). Obwohl das österreichische AWG das Abfallende genau festlegt, kann es vorkommen, dass die „Verwandlung“ eines Abfalls in ein „Produkt“ oder einen „Wertstoff“ rein mental, ohne Zwischenschaltung eines materiellen Aufbereitungs-/Verarbeitungsprozesses von statten geht. „Der Übergang vom Abfall zum Gut findet (dann) erst im annehmenden Unternehmen statt. Das ist eine große Herausforderung für Unternehmen, die ihre „Abfälle“ als Produkte verkaufen wollen“ (Gelbmann 2010).

Das Verwertungsparadoxon gewinnt außer im großen Bereich der industriellen Abfallwirtschaft auch überall dort an Bedeutung, wo die zweite Stufe der der fünfstufigen Abfallhierarchie (Abfallrahmenrichtlinie 2008) „Vorbereitung zur Wiederverwendung“ bzw. „Re-Use“ (Meissner & Pladerer o.J.) intensiviert wird. Denn gerade hier ist schwer festzustellen, wann ein Abfallende vorliegt bzw. ob überhaupt jemals der subjektive Abfallbegriff greift, etwa im klassischen Beispiel der Fabrikation von Taschen aus gebrauchten LKW-Planen (Wölfle & Schubert 2008).

Wichtig ist in diesem Zusammenhang die Preisbereitschaft der Abnehmer, denn sie ist ein Indiz für deren Wertschätzung eines Produktes. Wurden Stoffe bislang als Abfälle gehandelt, sind die Abnehmer in der Regel nicht bereit dafür ein Entgelt zu zahlen, auch wenn diese Stoffe gewinnbringend eingesetzt werden können. Oftmals wird (eben wegen des Vorliegens des Verwertungsparadoxons) sogar ein Entsorgungsbeitrag eingefordert (Gelbmann 2010). Das Kapazitätenmodell der Abfallwirtschaft (Klampfl-Pernold, Pomberger & Schmidt 2011) spiegelt diese Situation: Solange noch kein Verwendungszweck für einen Abfall gefunden wurde und dieser tatsächlich entsorgt werden muss, liegt eine Entsorgungsdienstleistung vor. Sobald der Verkauf eines bisherigen Abfalls zum Standard geworden ist, liegt reines Absatzmarketing vor (z.B. heute bei Altpapier). Doch zwischen diesen eindeutigen Situationen kommt das Verwertungsparadoxon zum Tragen und erschwert Transaktionen mit Abfällen.

## 5 AUFLÖSUNG DER KOMPLEXITÄT DES VERWERTUNGSPARADOXONS

Die Komplexität, die sich durch das Verwertungsparadoxon ergibt, muss reduziert werden, damit sowohl auf der Seite des Abfallproduzenten als auch auf der Seite des Abfallwirtschaftsunternehmens sinnvolle Managementmaßnahmen zur Vermarktung von Abfällen getätigt werden können (vgl. zum Folgenden Gelbmann 2001, Gelbmann 2010).

### 5.1 Vereinfachung durch Auflösen des Gegensatzes „Beschaffung oder Absatz“

In einem ersten Vereinfachungsschritt kann man unter Abstraktion von Begriffen wie „Abfallproduzent“, „Käufer“, „Entsorger“ und ähnlichen den Leistungsaustausch mit Abfällen über den dazu erforderlichen Kommunikationsprozess charakterisieren: „Ein anbietender (...) Interessent (Kommunikator), versucht eine Aussage über Objekt, Menge, Preis und Konditionen, (...) einem oder mehreren (...) Interessenten (Rezipienten), zu vermitteln, mit dem Ziel, eine Wirkung, den Abschluss, bei diesem (...) Interessenten zu erzielen.“ (Muser 1996) Nicht mehr die Leistung

(Produkt, Abfall oder Entsorgungsdienstleistung), sondern die Akteure in ihrer Eigenschaft als Anbieter und/oder Nachfrager stehen im Zentrum des Interesses. Dabei kann das Unternehmen, das einen Leistungsaustausch anbietet, durchaus auch der „Beschaffende“ sein, und umgekehrt dasjenige Unternehmen, das eine Leistung nachfragt, auch der „Absetzende“ (Gelbmann 2001). Jedenfalls muss im Rahmen des Abschlusses Einigung über die Art und Menge der transferierten Objekte sowie über Gegenleistungen und Konditionen erzielt werden.

Im engen Zusammenhang mit der Frage, wer als Anbieter und wer als Nachfragender einer Leistung auftritt, steht die Frage, wer in welchem Ausmaß eine Gegenleistung (in der Regel ein Entgelt) erwartet: der Abfallabgebende (als „Kaufpreis“ für seine „Wertstoffe“) oder der Abfallannehmende (als Dienstleistungsentgelt für die Entsorgung). Da (unaufbereitete) Abfälle einen sehr geringen oder negativen Wert haben, sind hier mehrere sehr komplexe Konstellationen denkbar. In jedem Fall ist der Übergang von Absatz zu Beschaffung als Kontinuum zu sehen und im Einzelfall zu entscheiden, ob eine Beschaffung oder ein Absatz vorliegen.

### 5.2 Vereinfachung durch Auflösen des Gegensatzes „Dienstleistung oder Sachleistung“

Eine weitere Vereinfachung kann vorgenommen werden, indem man von einer Unterscheidung in Sachleistung (Bereitstellung eines Einsatzgutes durch den Abfallproduzenten) und Dienstleistung (Bereitstellung einer Entsorgungsdienstleistung durch das Abfallwirtschaftsunternehmen) absieht. Dies ist mithilfe informationsökonomischer Ansätze möglich: Transaktionsbeziehungen sind gekennzeichnet durch Unsicherheiten des Principals (Auftraggebers, also des Kunden) über die Entscheidungen und Handlungen seines Agenten (Auftragnehmers, also des Lieferanten (Kaas 1992). Je komplexer das ausgetauschte Gut, desto mehr wird aber auch der Auftraggeber zum Agenten (Informationslieferanten) seines Auftragnehmers, da er Informationen über die gewünschte Leistung an den Auftragnehmer weitergeben muss, die wiederum als Produktionsfaktoren in dessen Leistung eingehen (Engelhardt & Freiling 1995).

In der Situation des Verwertungsparadoxons kann schon prinzipiell nicht gesagt werden, wer der beiden Beteiligten als Principal und wer als Agent auftritt, vor allem wenn für einen Austausch kein Entgelt fällig wird (aber auch sonst). Diese gegenseitige Abhängigkeit äußert sich etwa darin, dass der Abfallabnehmer (Principal) zugleich die Entsorgung eines Abfalls gewährleistet (also als Agent auftritt), während der Abfallproduzent (Agent) für seinen Abnehmer Rohstoffe bereitstellt, aber zugleich eine Entsorgungsleistung ankauft und daher auch Principal ist. Es macht daher Sinn, diese Unterscheidung in Sach- und Dienstleistung aufzugeben. Eine Lösung wird im nächsten Abschnitt dargestellt.

### 5.3 Ein Modell für die Typologisierung abfallwirtschaftlicher Transaktionen

Aus dem Principal-Agent-Ansatz kann man ein Typologierungsmodell für die Abfallbewältigung ableiten (Kleinaltenkamp 1994). Dieses basiert auf den drei Dimensionen

- Individualisierungsgrad: „Wie sehr muss eine Leistung auf die Bedürfnisse des Abnehmers zugeschnitten werden?“,
- Materialitätsgrad: „Wie hoch ist der Anteil materieller Komponenten an der gesamten Leistung?“ und
- Intensität der Anbieter-Nachfrager-Beziehung: „Wie häufig und wie regelmäßig findet eine Transaktion statt?“.

Entwickelt man daraus für beide Transaktionspartner je ein eigenes Raster, ermöglicht dies eine Typisierung einzelner Transaktionen anhand relevanter Kriterien ohne festlegen zu müssen, ob diese Transaktionen konkret Sach- oder Dienstleistungen betreffen (Gelbmann 2010). Eine Typologisierung ist auch dann möglich, wenn sich beide beteiligten Unternehmen in der Position des Lieferanten sehen. Jede Transaktion kann also einzeln danach beurteilt werden,

- ob eine Sach- oder eine Dienstleistung im Vordergrund steht,
- welcher der Transaktionspartner Lieferant und welcher Abnehmer ist,
- ob die Individualisierung (und damit die erforderliche Kooperation) hoch ist und
- wie häufig und regelmäßig die Transaktionen stattfinden.

## 6 SCHLUSSFOLGERUNGEN

Die Wandlung der Abfallwirtschaft von einer Entsorgungswirtschaft in eine Rohstoffplattform stellt Abfallwirtschaftsunternehmen aus Nachhaltigkeitssicht vor große Herausforderungen: Denn so wünschenswert es ist, möglichst wenig der Outputs aus unseren Produktions- und Konsumprozessen endgültig zu entsorgen (Gelbmann & Klampfl-Pernold 2010), so unabsehbar sind die Folgen für Abfallwirtschaftsunternehmen: Treiben sie Innovationen zur Wiederverwendung bzw. Verwertung von Abfällen voran, machen sie das Geschäft attraktiv und motivieren bisherige Kunden zur Vorwärtsintegration. Das daraus resultierende Verwertungsparadoxon stellt an Abfallwirtschaftsunternehmen Herausforderungen zur Absicherung ihrer Marktposition.

Als Spezialisten für die Aufbereitung (Sortierung, Trennung etc.) haben die Abfallwirtschaftsunternehmen einen entscheidenden Wettbewerbsvorteil, den es zu halten und auszubauen gilt. Die wesentliche Vorkehrung gegen eine erhöhte Unsicherheit und eine zusätzliche Intensivierung des Wettbewerbes ist es aber, dafür zu sorgen, dass das Verwertungsparadoxon nicht oder nur kurz zum Tragen kommt. Steigt daher der Erlös, der für (auch durch die Abfallwirtschaft aufbereitete) einstige „Abfälle“ erzielt werden kann (und tritt demnach das Verwertungsparadoxon ein), ist es zielführend, auf kurzfristige Gewinnmaximierung zu verzichten und in den Entgeltforderungen für Entsorgungsleistungen nachzugeben. So kann der Anreiz zur Vorwärtsintegration bei den „Abfalllieferanten“ gemindert und die eigene Marktposition abgesichert werden. Das Transaktionsmodell hilft bei der Beurteilung von Transaktionen, die unter dem Verwertungsparadoxon stattfinden, und ermöglicht es, eine auf die jeweilige Situation passgenaue Lösung zu erarbeiten.

### LITERATUR

- Abfallrahmenrichtlinie (2008) *Richtlinie 2008/98/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 19. November 2008 über Abfälle und zur Aufhebung bestimmter Richtlinien.*
- AWG (2002) *Bundesgesetz über eine nachhaltige Abfallwirtschaft* (Abfallwirtschaftsgesetz 2002), BGBl. I Nr. 102/2002 i.d.F. vom 14. Juli 2012.
- Biergans, B. (1992) *Zur Entwicklung eines Marketingadäquaten Ansatzes und Instrumentariums für die Beschaffung*, 4. Aufl. Köln: Fördergesellschaft Prod.-Marketing.
- Gelbmann, U. & Klampfl-Pernold, H. (2010) Applying life-cycle oriented tools for analyzing the sustainability of a regional waste management system. *UN Regional Development Dialogue* 31, 153-166.
- Gelbmann, U. (2001) *Externe Abfallbewältigung im Business-to-Business-Bereich. Entwicklung eines marketingorientierten Ansatzes und Instrumentariums.* Wiesbaden. Gabler.
- Gelbmann, U. (2010) Müll ist Materie am falschen Ort. Zum Verwertungsparadoxon in der Abfallwirtschaft. In: Wagner Anselm (ed.) *Abfallmoderne. Zu den Schmutzrändern der Kultur.* Münster: LIT Verlag, 97-112.
- Kirsch, W., Kutschker, M. & Lutschewitz, H. (1980) *Ansätze und Entwicklungstendenzen im Investitionsgütermarketing. Auf dem Wege zu einem Interaktionsansatz.* 2. Aufl. Stuttgart: Universität.
- Klampfl-Pernold, H., Pomberger R., & Schmidt, G. (2011) Decoding interdependencies between primary and secondary raw material markets bei means of the Capacity Model. In: Kühle-Weidemeier, M. (ed.) *Waste-to-Resources 2011 – 4. Internationale Tagung MBA und Sortieranlagen* Göttingen: Guvillier Verlag, 568-577.
- Kleinaltenkamp, M. (1994) Typologien von Business-to-Business-Transaktionen. Kritische Würdigung und Weiterentwicklung. *Marketing ZFP* 16, 77-88.
- Meissner, M. & Pladerer, Ch. (oJ.) *Re-Use in Österreich. Wiederverwendung als Beitrag zur Abfallvermeidung.* Wien: Österreichisches Ökologie-Institut.
- Muser, V. (1996) Der Absatzabschluss. In: Meyer, P. (ed.): *Integrierte Marketingfunktionen.* 4., verb. Aufl. Stuttgart, Berlin, Köln: Kohlhammer, 142-171.
- Pomberger R. (2010) *Abfallwirtschaft 2. Akteure der Abfallwirtschaft und ihre Rollen.* Vortrag am Institut für nachhaltige Abfallwirtschaft und Entsorgungstechnik an der Montanuniversität Leoben. Dezember 2010, Leoben.
- Riebel, P. (1955) *Die Kuppelproduktion. Betriebs- und Marktprobleme.* Köln, Opladen: Westdt. Verlag.
- Roth, H. & Pomberger, R. (2010) Quo vadis Entsorger? Chancen und Risiken der privaten Abfallwirtschaft. In: Lorber K. et al. (eds.) *Depotech 2010. Abfallwirtschaft. Abfalltechnik. Deponietechnik und Altlasten.* Essen: VGE Verlag, 77-84.
- Wölfle, R. & Schubert, P. (2008) *Wettbewerbsvorteile in der Kundenbeziehung durch Business Software: Praxislösungen im Detail: Fallstudien, Konzepte, Modellierung.* München: Hanser Verlag.

# Re-Use versus Recycling: ausgewählte ökobilanzielle Vergleiche

G. Obersteiner, S. Scherhauser & A. Pertl

*Institut für Abfallwirtschaft der Universität für Bodenkultur, Wien, Österreich*

**KURZFASSUNG:** Informelle Abfallsammlung und -verwertung, auch „waste picking“ genannt, ist weltweit verbreitet und vor allem aus Entwicklungs- und Schwellenländern bekannt. Aber auch in Europa sammeln nicht autorisierte, meist osteuropäische, Personen aus überwiegend niedrigen Einkommensschichten eine nicht zu vernachlässigende Menge an Gütern in Ländern mit "hochentwickelten" abfallwirtschaftlichen Standard. Ziel der Sammler ist es, brauchbare Gegenstände wie Möbel, Sport- oder Freizeitgeräte sowie Spielzeug aber auch gebrauchte Elektrogeräte zu sammeln und gewinnbringend zu verkaufen. Diese Tätigkeiten können somit als Abfallvermeidung definiert werden und führen bei strukturierter Ausführung durch den Re-Use Charakter prinzipiell zu einer Ressourcenschonung. Bei unsachgemäßer Behandlung und Entsorgung und v.a. wenn die mitgenommenen Produkte widererwartend nicht verkaufsfähig sind, kann dies aber auch zu massiven ökologischen Nachteilen führen. Im Paper werden Ergebnisse einer vergleichenden Ökobilanz dargestellt, welche den bestmöglichen Entsorgungsweg (Recycling) in Österreich dem Re-Use und nachfolgender best- bzw. auch schlechtestmöglichen (illegalen) Entsorgungsweg in Ungarn gegenübergestellt.

## 1 EINLEITUNG

Der informelle Sektor spielt eine nicht zu unterschätzende Rolle in der Abfallwirtschaft. Informelle Abfallsammlung und -verwertung, auch „waste picking“ genannt, ist weltweit verbreitet. Ohne offiziellen Auftrag nutzen Gesellschaftsschichten mit überwiegend niedrigem Einkommensniveau und sozialem Status den Verkauf von Gütern zur Wiederverwendung und zur stoffliche Verwertung zur Aufrechterhaltung des meist ärmlichen Lebensstandards. Das „waste picking“ folgt keinen umweltpolitischen und arbeitsrechtlichen Regularien und Standards. Die Produkte werden oft unter widrigen Umständen und unter Gefährdung der Schutzgüter Mensch, Boden und Wasser, gesammelt, repariert und verkauft oder verwertet.

Auch in Europa sammeln nicht autorisierte, meist osteuropäische, Gesellschaftsgruppen aus überwiegend niedrigen Einkommensschichten eine nicht zu vernachlässigende Menge an Gütern in Ländern mit "hochentwickeltem" abfallwirtschaftlichen Standard. Ziel der Sammler ist es, brauchbare Gegenstände wie Möbel, Sport- oder Freizeitgeräte sowie Spielzeug aber auch gebrauchte Elektrogeräte zu sammeln und gewinnbringend zu verkaufen, was der Wiederverwendung und somit der Abfallvermeidung nach AWG zugeordnet werden kann.

Durch den Re-Use Charakter tragen diese Tätigkeiten prinzipiell zu einer Ressourcenschonung bei. Bei unsachgemäßer Behandlung und Entsorgung und v.a. wenn die mitgenommenen Produkte widererwartend nicht verkaufsfähig sind, kann dies aber auch zu massiven ökologischen Nachteilen führen. Sei es durch den schlechteren abfallwirtschaftlichen Standard im Empfängerland oder gar durch illegale Entsorgungspraktiken. Derzeit wird diese Problematik im Rahmen des durch den ERDF geförderten CENTRAL EUROPE Projektes TransWaste ([www.transwaste.eu](http://www.transwaste.eu)) unter anderem für die Situation in Österreich (informelle Sammlung bzw. formale Entsorgung) und Ungarn (Verkauf und Wiederverwendung und nachfolgende Entsorgung) genauer analysiert.

Die nicht autorisierte Sammlung ist hinsichtlich ökologischer Gesichtspunkte je nach Art der Gegenstände bedenklich oder unbedenklich. Werden z.B. Elektrogeräte mitgenommen und nicht

ordnungsgemäß entsorgt, besteht eher eine Gefährdung der Umwelt und des Menschen als beispielsweise bei Kleidung. Die Frage ist allerdings, wie die Umweltauswirkungen bei einer Wiederverwendung, d.h. einer Verlängerung der Nutzungsdauer, von Gebrauchsgütern mit nicht gefährlichen Inhaltsstoffen aussieht und ob dadurch ein starker Einfluss auf die Reduktion negativer Umweltauswirkungen besteht.

Aus diesem Grund wurden die Umweltauswirkungen von Recycling in Österreich jenen einer informellen Sammlung und nachfolgendem Re-Use in Ungarn gegenübergestellt. Die Ergebnisse der Lebenszyklus-Untersuchung sollen eine wissenschaftlich fundierte Basis für zukünftige Diskussionen zum Thema Re-Use generell und Re-Use durch informelle Sammlergruppen und Transport in Länder mit niedrigeren abfallwirtschaftlichen Standards bieten.

## 2 METHODE

Mittels Ökobilanz, durchgeführt entsprechend der ISO-Norm 14040 ff., werden die Umweltauswirkungen von Recycling in Österreich (formales Recycling) dem Re-Use und nachfolgender offiziellen bzw. auch illegalen Entsorgung in Ungarn (informeller Re-Use) gegenübergestellt.

### 2.1 Untersuchungsrahmen

Die vorliegende Ökobilanz beinhaltet einen Vergleich der offiziellen formalen Entsorgung, zumeist Recycling, in Österreich, mit dem durch die informelle Sammlung bedingtem Re-Use des Produktes in Ungarn.

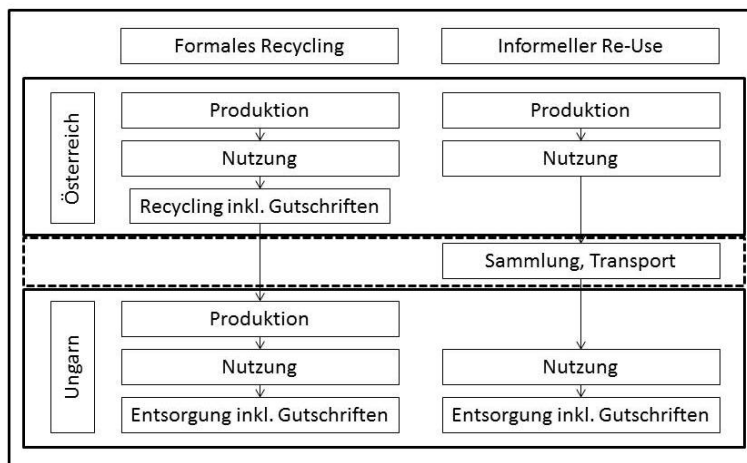


Abb. 1: Untersuchungsrahmen

Im formalen „Recycling“-Szenario werden die Produkte produziert, einen entsprechenden Zeitraum genutzt und danach in Österreich entsorgt. Das beinhaltet die Sammlung ausgewählter Gegenstände im Bringsystem (bei ASZ) und die anschließende Entsorgung in Österreich (Recycling, Abfallverbrennung bzw. mechanisch-biologische Behandlung). Nachdem das Produkt nicht mehr zur Verfügung steht, ist es zur Vergleichbarkeit zwischen den beiden Szenarien im „Recycling“-Szenario für die 2. Nutzung (= Zeitraum der Wiederverwendung) in Ungarn neu zu produzieren.

Im informellen „Re-Use“-Szenario werden die gleichen Produkte produziert und genutzt wie im formalen „Recycling“-Szenario. In weitere Folge wird von der Annahme ausgegangen, dass die Produkte am Abfallsammelzentrum landen und dort aber von informellen Sammlern vom österreichischen Bürger übernommen und nach Ungarn transportiert werden. Für die Phase der Wiederverwendung der Produkte wurde davon ausgegangen, dass 30 % der mitgenommenen Produkte nicht verkäuflich sind und für das informelle „Re-Use“-Szenario wurde vom „worst case“ ausgegangen, nämlich, dass diese unverkäuflichen Produkte illegal abgelagert werden.

70 % der gesammelten Produkte werden jedoch verkauft und damit einer Wiederverwendung zugeführt. Am Ende des zweiten Lebensabschnittes wird für die Produkte angenommen, dass sie in Ungarn auf nach dortigem Stand der Technik entsorgt werden.

Durch die Wiederverwendung wird die Nutzungsdauer der Produkte verlängert und ersetzt dadurch die Neuproduktion.

## 2.2 Produktauswahl und Datengrundlagen

Die Art der Gegenstände, die bei nicht autorisierten Sammlungen mitgenommen werden, sowie Informationen zu deren Gebrauchs- und Entsorgungsphase in osteuropäischen Ländern wurden den Erhebungen des Projektes TransWaste ([www.transwaste.eu](http://www.transwaste.eu)), entnommen.

Repräsentative Produkte für die Bewertung wurden anhand folgender Kriterien ausgewählt:

- Produkte, die von den informellen Sammlern bevorzugt und in großen Mengen gesammelt und verkauft werden,
- Produkte, deren Bewertung vom Umweltstandpunkt interessant erscheint weil sie z.B. gefährliche Inhaltsstoffe aufweisen und
- Produkte, die konträr zu den vorher genannten ungefährlich sind und insofern für einen Vergleich der Umweltauswirkungen geeignet erscheinen.

In der vorgestellten Arbeit wird stellvertretend für 13 bewertete Produkte (TransWaste 2012) die Ergebnisse für einen Gartenstuhl aus Kunststoff, einen PC und einen Kleiderschrank aus behandeltem Holz gegenübergestellt.

Als Datengrundlage für die Umweltbewertung werden die Datenbank Ecoinvent 2.2 bzw. GaBi 5.0 Professional und Angaben aus Fachliteratur herangezogen.

## 3 ERGEBNISSE

### 3.1 Gartenstuhl aus Kunststoff

Für die Bilanzierung wurde exemplarisch ein Gartenstuhl aus Kunststoff der Firma SIEGER herangezogen, welcher aus Polypropylen hergestellt wird. Für die Neuproduktion des Gartenstuhls wurde sowohl für das erste als auch für das zweite Leben angenommen, dass mittels Extrusion aus Polypropylengranulat ein Halbzeug hergestellt wird, aus dem anschließend das Endprodukt thermogeformt wird. Für die Nutzungsphase wurden keine Emissionen angenommen.

Bei der formalen Entsorgung in Österreich wird davon ausgegangen, dass der Gartenstuhl aus Kunststoff im Sperrmüll landet und anschließend nach entsprechender Zerkleinerung in einer Müllverbrennungsanlage thermisch verwertet wird. Nur ein vernachlässigbarer Prozentsatz wird in Österreich einer stofflichen Verwertung (wenn getrennt gesammelt) oder einer Wiederverwendung zugeführt.

Für die offizielle Entsorgung in Ungarn wurde entsprechend der Angaben der ungarischen Partnerorganisation Bay-Logi davon ausgegangen, dass 91 % der im Sperrmüll gesammelten Gartenstühle direkt deponiert werden und 9 % in einer Müllverbrennungsanlage landen.

#### 3.1.1 Ergebnisse

Für jedes Szenario konnte neben einem großen Einfluss des Produktionsprozesses auch ein nicht zu vernachlässigender Anteil an Umweltauswirkungen bei der Entsorgung und beim Transport nach Ungarn nachgewiesen werden.

Die Umweltauswirkungen der Nutzungsphase wie auch jene der jeweiligen Transporte zu den Abfallsammelzentren sind vernachlässigbar.

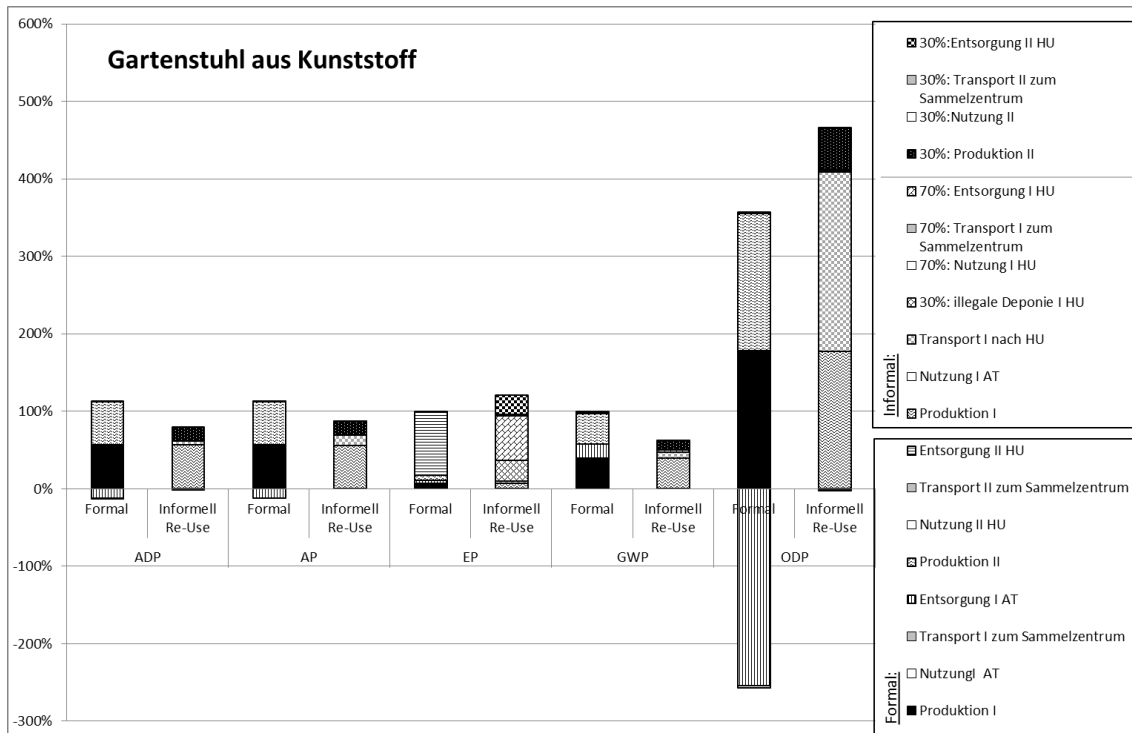


Abb. 2: Relative Ergebnisse der vergleichenden Ökobilanz für einen Gartenstuhl aus Kunststoff. Formale Recycling variante versus informelles Re-Use Szenario

Für die Wirkungskategorien abiotischer Ressourcenverbrauch, Versauerung und Treibhauseffekt konnten ökologische Vorteile für die Re-Use Variante festgestellt werden. Anders verhält es sich bei der Wirkungskategorie Eutrophierung, wo im informellen Re-Use Szenario höhere Umweltauswirkungen zu verzeichnen sind, als im formalen „Recycling“ Szenario. Dies wird durch die Umweltauswirkungen der primären offiziellen Entsorgung in Ungarn, die Deponierung, verursacht. Auch für die Wirkungskategorie Ozonabbaupotential konnten Vorteile für die formale „Recycling“-Variante festgestellt werden. Dies ist nicht zuletzt auf hohe Gutschriften durch die formale Entsorgung (Verbrennung) in Österreich zu erklären.

### 3.2 Desktop PC

Die Umweltauswirkungen des PC wurden ohne Berücksichtigung des Bildschirms modelliert. Als Masse wurden 11,3 kg angenommen. Für die Modellierung der Umweltauswirkungen der Produktion wurde auf Daten von Hischier et al. (2007) zurück gegriffen.

Nachdem für PCs die Nutzungsphase im Vergleich zum Gartenstuhl und zum Kleiderschrank auf Grund des damit zusammenhängenden Energieverbrauchs relevant ist, wird im Folgenden näher auf die Bilanzierung der zu Grunde liegenden Parameter eingegangen. Es wird angenommen, dass der PC 240 Tage im Jahr in Gebrauch ist. Während dieser „Gebrauchstage“ wird von 5,5 Stunden tatsächlicher Gebrauchsphase und weiteren 2 Stunden Standby ausgegangen (Hischier et al. 2007).

Während für das formelle “Recycling”-Szenario versucht wurde die aktuellen Verhältnisse für Österreich zu bilanzieren, wurden im informellen “Re-Use” Szenario wiederum beide potentiellen Entsorgungswege berücksichtigt (best case und worst case). Für die illegale Entsorgung wurden sowohl illegale Verbrennung (z.B. von Kabeln) als auch illegales Deponieren bilanziert. Transferkoeffizienten zur Bilanzierung der illegalen Verbrennung wurden Doka (2000) entnommen. Die Emission der unkontrollierten Deponierung von Elektro- und Elektronikschrott wurden Li (2009a und 2009b) sowie Spalvins (2008) entnommen.

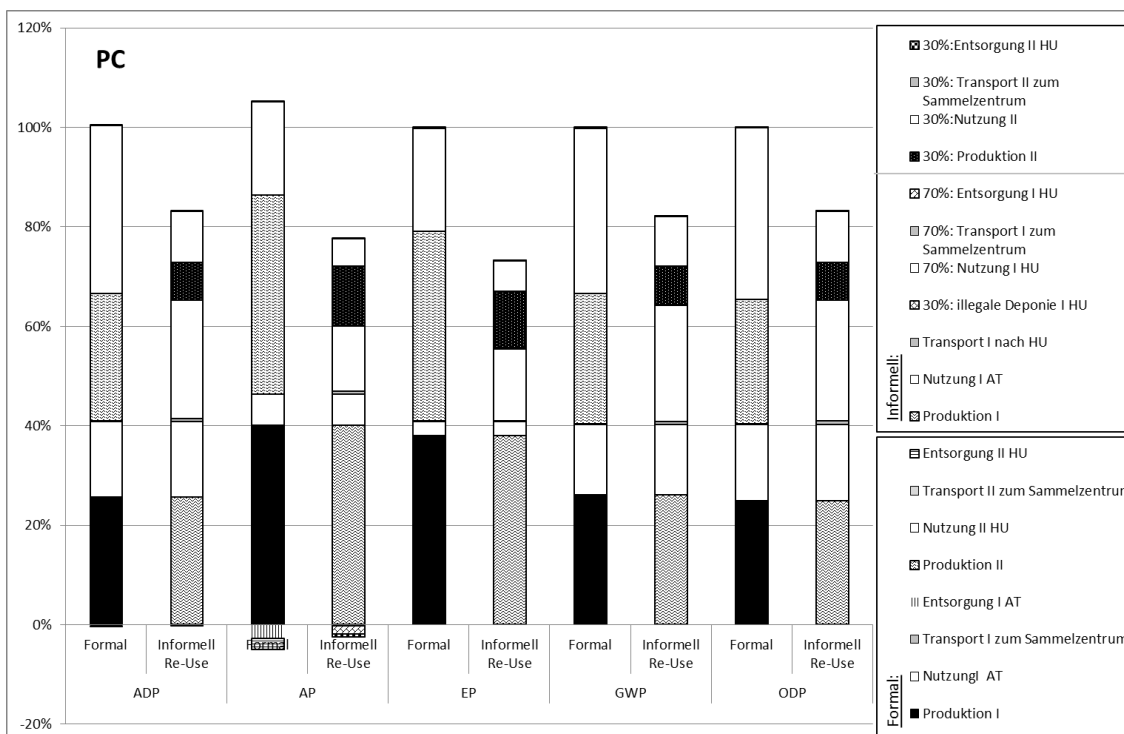


Abb. 3: Relative Ergebnisse der vergleichenden Ökobilanz für einen Desktop PC. Recycling versus informelles Re-Use Szenario

Die Ergebnisse zur Bewertung der Umweltauswirkungen eines Desktop PCs zeigen deutlich, dass in diesem Fall die Nutzungsphase einen relevanten Einfluss auf das Ergebnis hat. Insgesamt ist ein Großteil der Umweltauswirkungen für alle Wirkungskategorien der jeweiligen Neuproduktion der Geräte zuzuschreiben. Alle anderen Prozesse spielen eine unbedeutende, zumeist vernachlässigbare Rolle. Durch den geringeren Anteil an notwendiger Neuproduktion sind die Umweltauswirkungen im informellen „Re-Use“ Szenario durchwegs geringer als im formellen „Recycling“ Szenario.

### 3.3 Kleiderschrank aus behandeltem Holz

Behandeltes Holz wird in Österreich auf Abfallsammelplätzen zumeist getrennt gesammelt und danach einer Verbrennung zugeführt. Die Bilanzierung folgt diesem Entsorgungsweg.

Im informellen Szenario wird davon ausgegangen, dass der unverkäufliche Teil (30 %) in einem Einzelofen zur Wärmegewinnung verbrannt wird (Hausbrand). Daten für die Bilanzierung wurden Haider (2011), sowie Speckels (2001) und EMPA (s. a.) entnommen. Für die verkauften Stücke wird der typische ungarische Entsorgungsweg von Sperrmüll (Deponie) angenommen.

Die Ergebnisse zeigen kaum signifikante Unterschiede zwischen dem „Recycling“ und dem „Re-Use“ Szenario. Für die Wirkungskategorien Ozonabbau und Ozonbildungspotential wurden für das formelle Szenario (Verbrennung und thermische Nutzung in Österreich) geringere Umweltauswirkungen festgestellt. Erstmals schlägt hier auch die große Transportdistanz ins benachbarte Ausland im Re-Use Szenario negativ zu Buche.

## 4 SCHLUSSFOLGERUNG

Die Ergebnisse der Umweltbewertung zeigen dass die informellen “Re-Use” Szenarien zumeist geringere Umweltauswirkungen haben als die formalen “Recycling”-Szenarien. Als Hauptgrund wurde die vermiedenen Neuproduktion bei der Verwendung von Re-Use Produkten festgestellt, welche auch durch weitere Transportwege oder geringere Standards in der abfallwirtschaftlichen Entsorgung in Ungarn nicht massiv beeinträchtigt werden konnten. Die Vermeidung der



Neuproduktion kann demnach die höhere Umweltauswirkung der End-of-Life Phase in Ungarn kompensieren. Sogar illegale Deponierung (angenommen zu einem Anteil von 30 %) hat das Gesamtergebnis nicht wesentlich beeinflusst. Im Rahmen der Untersuchungen im Projekt TransWaste wurde aber auch festgestellt, dass der Energiemix der jeweiligen Länder einen bedeutenden Einfluss hat, so wurden für Szenarien zwischen Deutschland und Polen auf Grund des ungünstigen Energiemixes weitaus größere Umweltauswirkungen für das Re-Use Szenario festgestellt.

## 5 DANKSAGUNG

Das Projekt TransWaste "Formalisierung der informellen Sammlung und grenzüberschreitenden Verbringung von Abfällen/Wertstoffen in und aus Zentral- und Osteuropa" wird gefördert durch das CENTRAL EUROPE Programm – kofinanziert durch den ERDF.

## LITERATUR

- Baumann, W. & Herberg, B. (1994) *Papierchemikalien*. Berlin, Germany: Springer-Verlag.
- Doka, G. (2000) Ökoinventar der Entsorgungsprozesse von Baumaterialien. Grundlagen zur Integration der Entsorgung in Ökobilanzen von Gebäuden. Forschungsprogramm „Rationelle Energienutzung in Gebäuden“. ETH Zürich. IEA CBS Annex 31.
- EMPA (Eidgenössische Materialprüfungs- und Forschungsanstalt, Abteilung Luftfremdstoffe/Umwelttechnik) *Emissionen und Stoffflüsse von (Rest-) Holzfeuerungen*. Messverfahren, Auswertung und Resultate. Bericht Nr. 800002/1 S.A.
- Haider, A. (2011) *Ökobilanzierung von Altholzverwertungsalternativen. Ökologischer Vergleich von stofflicher und thermischer Verwertung mit Hausbrand und Wiederverwendung*. Diplomarbeit am Institut für Abfallwirtschaft. Universität für Bodenkultur BOKU Wien.
- Hischier, R., Classen, M., Lehmann, M. & Scharnhorst, W. (2007) Life cycle inventories of Electric and Electronic Equipment: Production, Use and Disposal. *Ecoinvent report* No. 18. Empa/Technolog & Society Lab, Dübendorf, Ch: Swiss Centre for Life Cycle Inventories.
- Li, Y., Richardson, J.B., Mark Bricka, R., Niu, X., Yang, H., Li, L. & Jimenez A. (2009b) Leaching of heavy metals from E-waste in simulated landfill columns. *Waste Management* 29 (7), pp. 2147-2150.
- Li, Y., Richardson, J.B., Niu, X., Jackson, O.J., Laster, J.D. & Walker A.K. (2009a) Dynamic leaching text of personal computer components, *Journal of Hazardous Materials*, Elsevier B.V., Vol. 171, Issue 1-3, pp. 1058-1065.
- TransWaste (2012) Deliverable 3.2.3 and 3.2.5 of the project TransWaste – Comparison of LCA for informal and formal collected waste funded by Central Europe.

# Ressourceneffizienz in der Behandlung von Metallspänen und Schleifschlämmen

F. Neubacher, G. Kurz & M. Ritter

UV&P Umweltmanagement-Verfahrenstechnik Neubacher & Partner Ges.m.b.H., Österreich

**KURZFASSUNG:** Ressourceneffizienz bei Metallen ist angesichts des hohen Rohstoff- und Energieaufwandes in deren Primärproduktion (sowie sonstiger Umweltbelastungen) notwendig. Die EU ist im Hinblick auf Metalle als arm einzustufen. Die EU- Abfallrahmenrichtlinie erfordert konkrete technische Projektentwicklungen. Das Vorhaben MSSB Metall-, Späne- und Schlämme-Brikettierung ist eine Kooperation zwischen dem weltweit tätigen steirischen Maschinenbauunternehmen ATM Recyclingsystems, dem traditionsreichen Recyclingunternehmen KUTTIN in Zusammenarbeit mit UV&P und der Montanuniversität Leoben. Das Projekt wird im Rahmen der DepoTech 2012 erstmals dem breiten Fachpublikum vorgestellt.

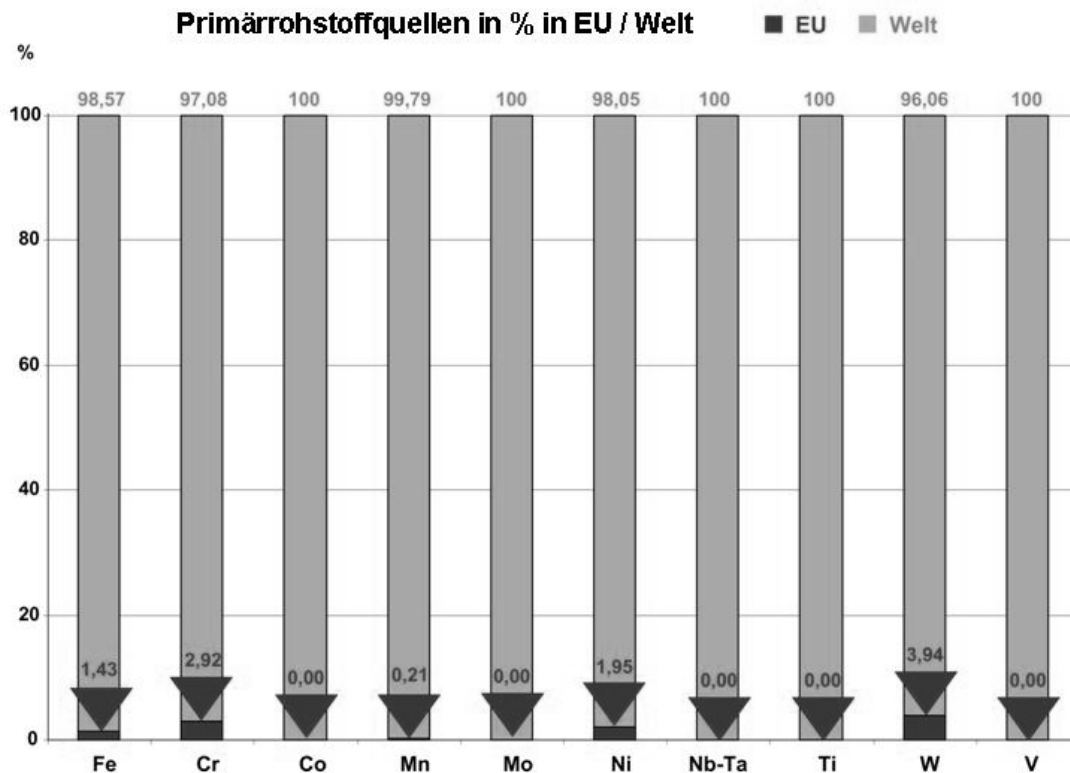
## 1 EINLEITUNG

Ressourceneffizienz ist angesichts der globalen Grenzen eine aktuelle Herausforderung, deren Umsetzung im Bereich Metallrecycling umfassendes Know-how sowohl in der Logistik als auch in der Verfahrens- und Anlagentechnik erfordert. Die Gültigkeit des 1. und 2. Hauptsatzes der Thermodynamik ist auch im Bereich Rohstoffwirtschaft und Nachhaltigkeit naturgemäß absolut gültig und zu beachten. In den Leitlinien zur Abfallwirtschaft 1988 steht bereits „... da Abfallvermeidung nie vollständig sein kann, muss ein zielführendes Abfallwertungssystem aufgebaut werden“ sowie „Verwertbar ist ein Stoff, wenn es für ihn sowohl eine Technik der Aufbereitung wie auch einen Markt für die Produkte gibt, wobei vorhersehbare künftige Entwicklungen zu berücksichtigen sind“, sowie „Ein Abfall ist einer Verwertung zuzuführen, wenn dadurch eine kleinere Umweltbelastung entsteht, als bei der entsprechenden Produktion unter Verwendung von Primärrohstoffen“. Die zukunftsweisende europäische Abfallrahmenrichtlinie 2008/98/EG zeigt noch erheblichen Handlungsbedarf für innovative Projektentwicklungen und Anlageninvestitionen, samt wissenschaftlicher Begleitung.

Steigerung der Ressourceneffizienz ist im Bereich der technisch bedeutsamen Metalle bzw. Metalllegierungen angesichts des kumulierten hohen Energieaufwandes für deren Primärproduktion (sowie sonstiger „Umwelteinwirkungsbelastungen“, die in neueren Darstellungen des deutschen Umweltbundesamtes mit dem Bewertungsansatz „UEBEL“ behandelt werden) notwendig.

Die Europäische Union ist hinsichtlich metallischer Rohstoffe aus globaler Sicht insgesamt als sehr arm einzustufen, beispielsweise betreffend bedeutender Legierungselemente wie Chrom, Nickel, Kobalt, Mangan, Wolfram und Vanadin für hochwertige Stähle, die in modernen Industrie- und materiellen Wohlstandsgesellschaften unabdingbar benötigt werden. Möglichst hohe Ressourceneffizienz ist daher im gesamten Bereich der Rohstoffgewinnung und Produktion, Transportlogistik, Nutzung, sowie in der anschließenden Entsorgung bzw. Rückgewinnung nach der Nutzungsphase anzustreben.

Die gegenwärtig mangelhafte Ressourceneffizienz ist dringend zu verbessern: Zum Beispiel Kupfer, wo nach Schätzung der US Umweltbehörde weltweit nur etwa ein Viertel der Elektro- und Elektronikschrottabfälle im Wiederverwertungskreislauf landet, oder das Beispiel Altautos, wo aus Österreich über 70 % der aus dem Bestand ausgeschiedenen Altfahrzeuge über illegale und unbekannte Exporte der Recyclingwirtschaft verloren gehen.



Daten: Weber et al., 2010

Abb. 1: „Ressourcen-Armut“ der EU am Beispiel der wichtigen Legierungsmetalle: der geringe Anteil an der Weltproduktion erfordert Recycling, auch von Spänen und Schlämmen aus der Metallbearbeitung. (Kletzmayer & Neubacher 2012)



### MUT MASTERPLAN UMWELTECHNOLOGIE

ÖSTERREICHISCHE UMWELTECHNOLOGIE  
AUF DEM WEG IN DIE ZUKUNFT

- Im Bereich der Aufbereitung von Schrott sind Lösungen und Technologien zu entwickeln, die eine stoffstromspezifische Bewirtschaftung einschließlich einer möglichst vollständigen **Rückgewinnung sämtlicher Metalle** umfassen. Dadurch können Metalle aus den Schlacken und Aschen der Abfallverbrennung entweder zurückgewonnen oder dem Verbrennungsprozess durch vorgelagerte Maßnahmen ferngehalten werden.

Abb. 2: Vorgaben für die Aufbereitung und Rückgewinnung von Metallen gemäß MUT Masterplan Umwelttechnologie 2007 (Neubacher 2009)

## 2 INNOVATIVE PROJEKTENTWICKLUNG „MSSB“

Eine besondere Herausforderung im Bereich der produzierenden Industrie und Gewerbe sind Späne- und Schleifschlämme aus der spanenden Bearbeitung, insbesondere von Stahl-, Aluminium- und Buntmetalllegierungen. Effiziente mechanische Bearbeitungstechnologien erfordern zumeist den Einsatz spezifischer Emulsionen oder Öle, sodass die dabei unvermeidlich entstehenden Späne und Schlämme wegen der anhaftenden „Summe Kohlenwasserstoffe“ abfallrechtlich im Einzelfall als „gefährlicher Abfall“ einzustufen wären. Umwelteinwirkungsbelastungen können dabei sowohl im Bereich Zwischenlagerungen und Transport (insbesondere unzulässige Gewässerverunreinigungen durch Öl-Emulsionen) als auch in den Schmelzprozessen (insbesondere durch erhöhte Luftschadstoffemissionen) auftreten.

Ressourceneffizienz (siehe 2. Hauptsatz der Thermodynamik) erfordert die getrennte Erfassung der wesentlichen Legierungen nach Sorten an der Anfallstelle, deren mechanische Behandlung einschließlich die Abtrennung und getrennte Verwertung der anhaftenden Öle und Öl-Emulsionen (Kühlschmiermittel) in einer speziellen Hochleistungszentrifuge und eine mechanische Brikettierung mit höchstem Druck im Hinblick auf effizientes Recycling über die Einbringung in den entsprechenden Metallschmelzprozess mit höchster Ausbeute bzw. geringsten Verlusten durch „Abbrand“ und sonstigem Verlusten, beispielsweise durch teilweisen Austrag in Partikelform im Abgasstrom. Beispiele zeigen, dass die Aufbereitung und Brikettierung von Aluminiumspänen im Vergleich zu deren loser Einbringung in den Schmelzprozess den Abbrandverlust um bis zu Faktor 4 verringern kann.

Angesichts dieser Herausforderung für Verbesserung der Ressourceneffizienz und Verringerung von Umweltbelastungen wurde nunmehr in Österreich eine innovative und international vorzeigbare Demonstrationsanlage entwickelt. Dieses innovative Vorhaben mit der technischen Bezeichnung „MSSB“ (Metall-, Späne- und Schlämme-Brikettierung) wurde im Frühjahr 2012 nach neun Monaten Verfahrensdauer behördlich bewilligt und wird bereits im Herbst 2012 den Betrieb aufnehmen.

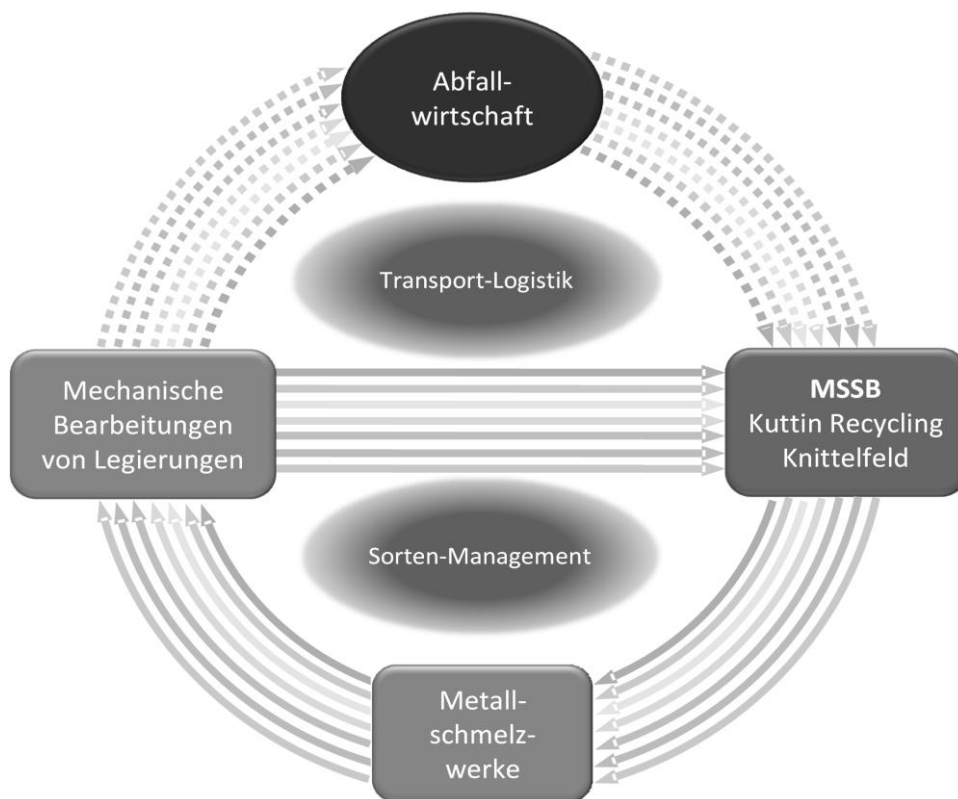


Abb. 2: Prinzipschema MSSB (Entwurf UV&P 2012)

Die Behandlungskapazität der MSSB am zentralen Standort ist für einen durchschnittlichen Betrieb von sechs Tonnen pro Stunde an Späne- und Schleifschlammeinsatz dimensioniert. Die Einsatzmenge an ölbehafteten Spänen und Schleifschlämmen ist im Hinblick auf deren rechtliche Einstufung als „gefährliche Abfälle“ (insbesondere wegen anhaftender Öl-Emulsionen oder mehr als 2 % Kohlenwasserstoffgehalt) mit 20.000 Tonnen pro Jahr begrenzt. Der wirtschaftlich sinnvolle Einzugsbereich für eine derartige Anlage beträgt zumindest 300 bis 500 km, sodass die geplante Anlage Österreich (eventuell mit Ausnahme von Vorarlberg und Tirol), Westungarn, Slowenien und Norditalien abdecken kann.



Abb. 3: Technische Projektbesprechung auf der Baustelle MSSB mit internationaler Fachkompetenz. Im Foto v.r.n.l.: Projektleiter Heinrich Stangl (Kuttin Recycling), Univ.-Prof. Dr. Helmut Antrekowitsch (Metallurgie, Montanuniversität Leoben), DI Anton V. Kuehberger (SCHOLZ Austria), Dipl.-Ing. Andreas Schmid (ATM Recyclingsystems, Fohnsdorf, inkl. drei Fachmonteure) sowie Dipl.-Ing. Franz Neubacher (UV&P Umweltmanagement – Verfahrenstechnik Neubacher & Partner, Wien)

### 3 AUSBLICK

Die Optimierung der Verfahrens- und Anlagentechnik sowie Innovationen in Betriebsweise und Logistik werden im Hinblick auf maximale Ressourceneffizienz und volle Auslastung der installierten Kapazität voraussichtlich drei bis fünf Jahre in Anspruch nehmen.

Die verschiedenartigen (1.000-nde unterschiedliche Metalllegierungen) fallen zumeist in kleineren Mengen vielerorts an und werden bisher typischerweise in wenigen Stoffgruppen (z.B. Eisen, Aluminium, Buntmetalle) zusammen mit anderen, häufig in größeren Mengen anfallenden stückigen Metallabfällen bzw. Schrott vermischt gesammelt und über die Schrottwirtschaft einer Verwertung oder über die Abfallwirtschaft einer Entsorgung (z.B. Verbrennung von ölhaltigen Metallschlämmen) möglichst billig bzw. profitabel entsorgt. Ein besonderer Umweltaspekt ist die mögliche Verunreinigung von Boden und Gewässern im Bereich Lagerung und Transport, da selbst scheinbar trockene Oberflächen von Metallspänen und Metallschleifschlämmen bei Wasserzutritt, insbesondere wegen der im anhaftenden Ölfilm enthaltenen Emulgatoren, zur Emulsionsbildung aus den oberflächlich angetrockneten Ölschichten neigen, und somit zu unzulässigen Gewässerverunreinigungen führen können.

Gemäß informeller Rückfrage und Recherche im Umweltministerium und Umweltbundesamt ist der offizielle Kenntnisstand zu Mengen und Verbleib derartiger Abfälle bisher sehr

lückenhaft. Es scheint sich hier im Sprachgebrauch der deutschen Entsorgungswirtschaft überwiegend um sogenannte „vagabundierende“ Stoffe zu handeln.

Die zukunftsweisenden Vorgaben sowie fachliche Entwicklungsarbeit im Rahmen der weiteren Projektentwicklung und Erfahrungen im Betrieb der Demonstrationsanlage enthalten vielfältige Herausforderungen und Chancen für verbesserte Ressourceneffizienz, wie ein Vergleich von Kennzahlen zum Rohstoff- und Energieeinsatz sowie der Emission von Treibhausgasemissionen für die Primärproduktion von ausgewählten Metallen bzw. Metalllegierungen in der folgenden Tabelle zeigt.

Tab. 1: Kennzahlen für Rohstoff- und Energieaufwand sowie Treibhausgasemissionen für ausgewählte Metalle (Datenquelle Giegrich, J. et al. 2012)

Metall	Systemgrenze	KRA <sup>1</sup> [Tonne/Tonne]	KEA <sup>2</sup> [MJ/kg]	THG <sup>3</sup> [Tonne CO <sub>2</sub> -Äq./Tonne]
Al	Entnahme des Bauxits bis zur Herstellung von Primäraluminium	10,4	140,7	11,9
Cu	Erzförderung bis zur Erzeugung von Primärkupfer ab Raffinerie	128,1	50,4	2,9
Stahl	ab Rohstoff, Rohmetall	10,0	25,6	1,7
Cr	Erzförderung bis Primärchrom in regionalen Lagern	22,0	484,4	26,3
Ni	Entnahme von sulfidischem Erz bis Primärproduktion von Nickel	133,1	157,8	10,3
Mo	Erzförderung und Aufkonzentration	579,0	44,1	2,4
Mn	Erzförderung bis Mangan in regionalen Lagern	8,2	48,0	2,5
W	Erzabbau bis fertiges Metall	343,4	52,4	2,9
Ti	Erzgewinnung bis Rohmetall in regionalen Lagern	39,5	417,8	27,4

<sup>1</sup>KRA ... kumulierter Rohstoffaufwand (Tonne/Tonne)

<sup>2</sup>KEA ... kumulierter Energieaufwand (MJ/kg)

<sup>3</sup>THG ... Treibhausgas - Äquivalent (Tonne CO<sub>2</sub>-Äq./Tonne)

Aus fachlicher Sicht ist noch darauf hinzuweisen, dass die Umwelteinwirkungen vielfältiger Natur sind und daher die Anwendung einzelner Kennzahlen (Summenwerte aus einzelnen Parametern, die je nach Verfahrenstechnik und Standortgegebenheiten sehr unterschiedlich sein können und nach einer individuell angenommenen Gewichtung addiert werden) nur begrenzte Aussagen ermöglicht.

Als Beispiel dafür sind in der folgenden Abbildung die beiden weit verbreiteten Metalle (bzw. Metalllegierungen) Aluminium und Kupfer gezeigt, wo die Kennzahlen für kumulierten Rohstoffaufwand (Tonne pro Tonne Metall), kumulierten Energieaufwand (GJ/Tonne Metall), Treibhauseffekt (Tonne CO<sub>2</sub>-Äquivalent pro Tonne Metall) und Versauerung (ausgewählte Luftschadstoffe angegeben als kg SO<sub>2</sub>-Äquivalent/Tonne Metall) vergleichend dargestellt sind. Derartige Kennzahlen und Betrachtungen zeigen erfolgversprechende Verbesserungspotentiale für Ressourceneffizienz und Umweltschutzmaßnahmen und die enorme Bedeutung von getrennter Erfassung (Transport und Logistik), Aufbereitung und sortenspezifisches Recycling von Metallen.

Ausblick in Worten aus den Leitlinien zur Abfallwirtschaft 1988: „Abfallverwertungs- und Abfallbehandlungsanlagen sind im Sinne des Vorsorgeprinzips nach dem Stand der Technik zu errichten und betreiben. Daher sind sowohl zukunftsweisende als auch einheitliche Richtlinien zu erarbeiten und gesetzlich zu verankern.“ Und „Visionen ohne Taten bleiben Träume“ (Luigi Monetti).

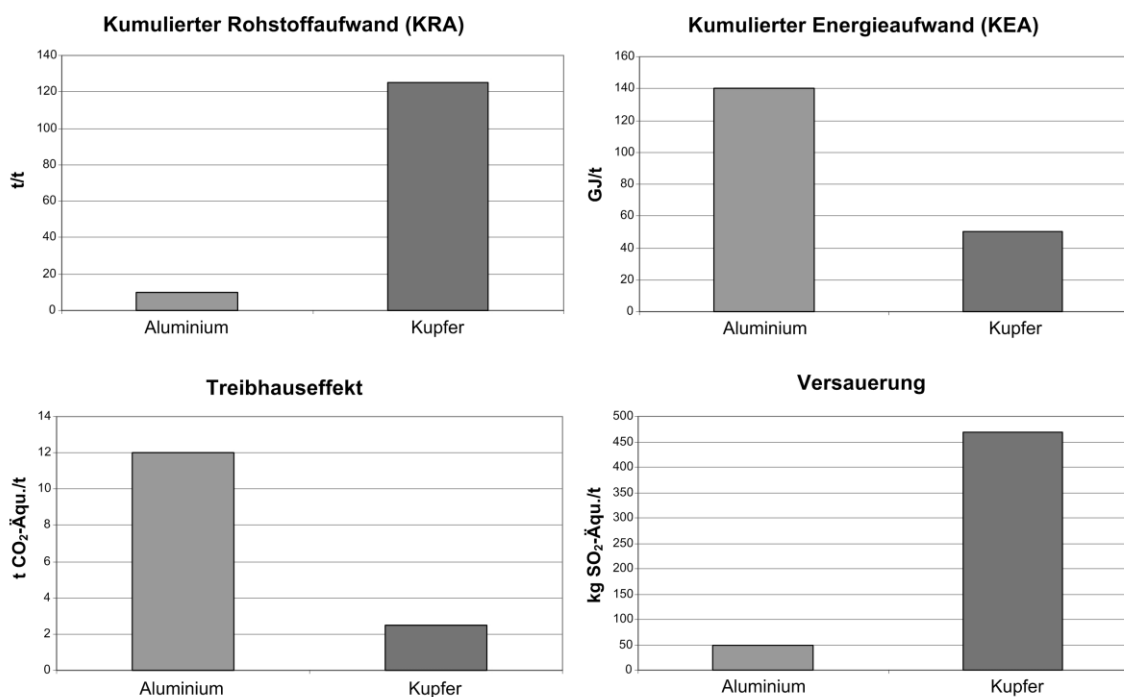


Abb. 4: Darstellung der vier Indikatoren KRA, KEA, Treibhausgasemissionen und Versauerung für die Gewinnung und Herstellung von jeweils eine Tonne Aluminium und Kupfer (Datenquelle: ifeu – Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg GmbH 2012)

## LITERATUR

- Antrekowitsch, H. (2011) Metallgewinnung: Vom Bergbau zum „Urban Mining“. *Seminar Wirtschaftsfaktor Schrott – Ressourcensicherung durch Stahl- und Metallrecycling*, ÖWAV Österreichischer Wasser- und Abfallwirtschaftsverband, Linz, 9. – 10. Juni 2011.
- BMLFUW (1988) Leitlinien zur Abfallwirtschaft, *Bundesministerium für Umwelt Jugend und Familie*, Wien 1988.
- Giegrich, J., Liebich, A., Lauwigi, C., Reinhardt, J. & ifeu – Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg GmbH (2012) Indikatoren/Kennzahlen für den Rohstoffverbrauch im Rahmen der Nachhaltigkeitsdiskussion. *UBA FB 001563 Umweltbundesamt Dessau-Roßlau*, Deutschland.
- Kletzmayer, W. & Neubacher, F. (2012) Recycling and Metal Scrap Processing in Austria: Challenges for Europe towards Improvement in Energy and Resource Efficiency. *International Eco Forum*, 28. – 30. März 2012, Sofia.
- Koren, P. (2011) Rohstoffsicherheit 2020+, Rohstoffe für eine ressourceneffiziente Industrie, *Initiative der Industriellenvereinigung Österreich, Positionspapier*, 2012.
- Moser, A. (2011) Bedeutung und Stellewert des Metallrecyclings aus Sicht des Lebensministeriums. *Seminar Wirtschaftsfaktor Schrott – Ressourcensicherung durch Stahl- und Metallrecycling*, ÖWAV Österreichischer Wasser- und Abfallwirtschaftsverband, Linz, 9. – 10. Juni 2011.
- Neubacher, F. (2009) Metallrückgewinnung aus Siedlungs- und Gewerbeabfällen: Demonstrationsanlagen. *MUT – Arbeitskreis, Lebensministerium Wien*, 15. Juni 2009.
- Schmid, A. (2011) Aufbereitung von metallhaltigen Reststoffströmen zur Erzeugung hochwertiger Sekundärrohstoffe, *Lehrstuhl für Aufbereitung und Veredelung, Festschrift am Lehrstuhl für Aufbereitung und Veredelung – Montanuniversität Leoben*.
- Schmid, A., Flachberger, H. & Duspiva, F. (2011) Stand der Technik bei der Brikettierung von metallhaltigen Spänen aus der Metallverarbeitung. *Berliner Recycling- und Rohstoffkonferenz*, TK Verlag D-16816 Nietwerder.

# Untersuchungen zur Oxidationskinetik von Werkstattabfällen im Differentialkreislaufreaktor

H. Kern & H. Raupenstrauch

Montanuniversität Leoben, Lehrstuhl für Thermoprozesstechnik, Leoben, Österreich

**KURZFASSUNG:** Brände aufgrund von Selbstentzündung brennbarer Schüttgüter stellen in der Lagerung und Verarbeitung von Sekundärbrennstoffen ein markantes Gefahrenpotential dar. Abfälle aus Werkstätten weisen eine starke Neigung zur Selbsterwärmung auf und werden als besonders brisant eingestuft. Um genauere Informationen über den Einfluss des Ölgehaltes auf das Oxidationsverhalten von Werkstattabfällen bei niedrigen Temperaturen zu bekommen, wurde exemplarisch der Einfluss des Ölgehaltes auf das Oxidationsverhalten von Reinigungspapier in einem Differentialkreislaufreaktor untersucht. Vergleichend dazu erfolgte die Untersuchung von Werkstattabfällen mit einem Ölgehalt von ca. 15 % und Korngrößen von 0–30 mm. Anhand der Ergebnisse konnte gezeigt werden, dass der Ölgehalt einen wesentlichen Einfluss auf das Oxidationsverhalten der betrachteten Papierproben hat. Die Ergebnisse der Vergleichsproben weisen eine gute Übereinstimmung mit der Werkstattabfallprobe auf. Im Zuge der Versuche wurde festgestellt, dass bei hohen Ölgehalten schon bei Temperaturen um 410 K, die exotherme Zersetzung des Materials einsetzt.

## 1 EINLEITUNG

Brände aufgrund von Selbstentzündung brennbarer Schüttgüter stellen in der Lagerung und Verarbeitung von Sekundärbrennstoffen ein markantes Gefahrenpotential dar. Die Ermittlung des Oxidationsverhaltens im Niedrigtemperaturbereich ist hierbei gepaart mit der Untersuchung des Selbsterwärmungsverhaltens von Lagern anhand von CFD Modellen ein wesentliches Element in der Prävention von Brandereignissen. Die Neigung zur Selbstentzündung eines Lagergutes hängt im wesentlichen von folgenden Parametern ab (Walkner 2005):

- Stoffspezifische Größen
  - Zusammensetzung
  - Reaktionskinetik (Mikrobiologie, chem. Oxidation)
  - Korngrößenverteilung
  - Lückengrad
  - Wärmeleitfähigkeit
- Apparatespezifische Randbedingungen
  - Geometrie
  - Abmessungen
  - Umgebung
- Betriebsparameter
  - Temperatur
  - Strömungsgeschwindigkeit des Gases

Die Grundlage für die Anwendung von Simulationsmodellen stellt eine möglichst genaue Kenntnis dieser Parameter dar. Vor allem Daten über die Oxidationskinetik sind hierbei wesentlich. Zur Bestimmung der chemischen Oxidationskinetik im Niedertemperaturbereich eignen sich Differentialkreislaufreaktoren, da hierbei auch geringe Umsatzraten noch mit



entsprechender Genauigkeit verfolgt werden können. Abb. 1 zeigt den Versuchsaufbau, der für die weiteren Untersuchungen verwendet wurde.

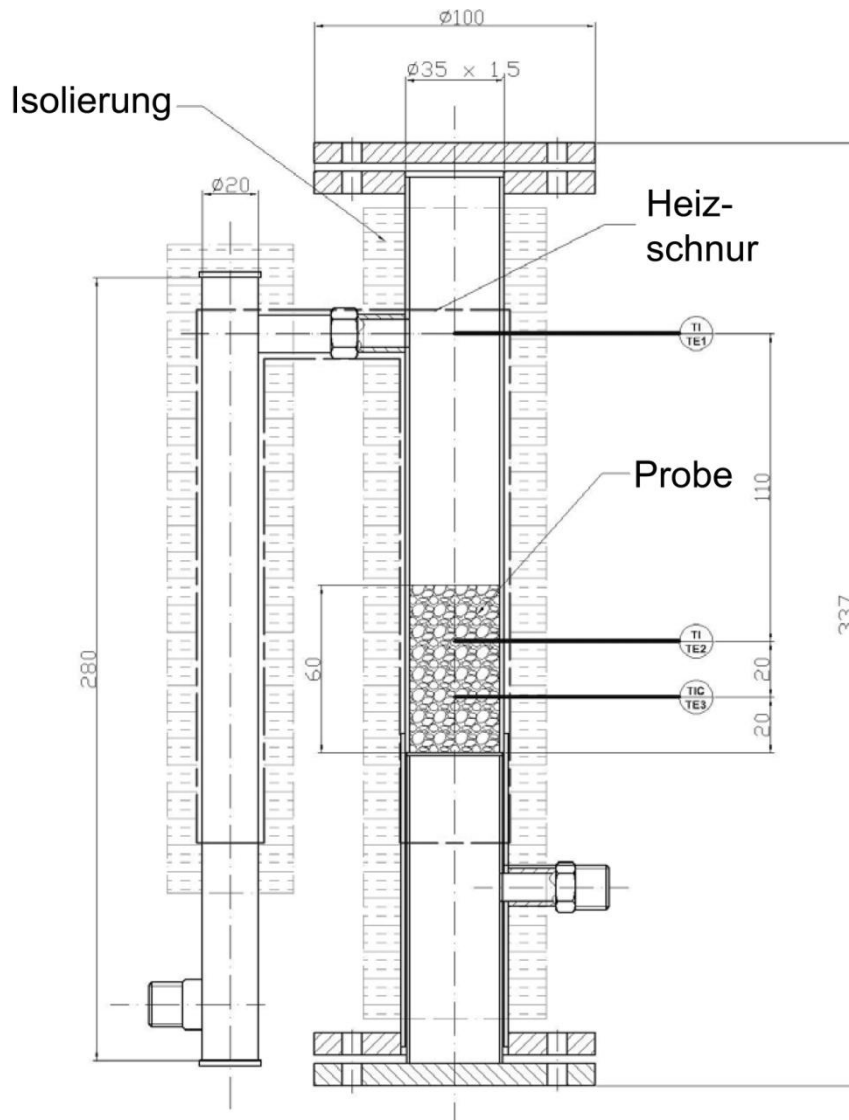


Abb. 1: Skizze des verwendeten Differentialkreislaufreaktors (Walkner 2005)

Abfälle aus Werkstätten weisen eine besonders starke Neigung zur Selbsterwärmung auf. Dies liegt zum einen an der sehr inhomogenen stofflichen Zusammensetzung und zum anderen auch an Parametern, wie dem Gehalt an Ölen und Fetten. Um genauere Informationen über den Einfluss des Ölgehaltes auf das Oxidationsverhalten von Werkstattabfällen zu bekommen, wurde exemplarisch der Einfluss des Ölgehaltes auf das Oxidationsverhalten von Reinigungspapier untersucht. Die Ergebnisse wurden mit Resultaten aus der Untersuchung von Werkstattabfällen mit einer Korngröße von 0 – 30 mm verglichen.

## 2 NIEDERTEMPERATUROXIDATION

Im Niedertemperaturbereich treten hauptsächlich zwei Oxidationsreaktionen auf:



Die Reaktion des Feststoffes mit Sauerstoff ergibt Kohlenstoffmonoxid (1) und Kohlenstoffdioxid (2). Es wird davon ausgegangen, dass der Feststoff gegenüber dem Sauerstoff im Überschuss vorhanden ist, weshalb seine Konzentration als konstant angenommen werden kann. Unter mehreren Vereinfachungen ergeben sich aus dieser Betrachtung abgeleitet vom Arrhenius Ansatz folgende Grundgleichungen (3 + 4):

$$r_{\text{CO}} = k_0 \cdot \exp\left(\frac{-E_A}{R \cdot T}\right) \cdot y_{\text{O}_2}^n \quad (3)$$

$$r_{\text{CO}} = k_0 \cdot \exp\left(\frac{-E_A}{R \cdot T}\right) \cdot y_{\text{O}_2}^n \quad (4)$$

In den Untersuchungen wird davon ausgegangen, dass die beobachteten Reaktionen rein chemisch limitiert sind, da der chemische Widerstand den Transportwiderstand um mehrere Zehnerpotenzen übersteigt. Die Ermittlung der Kinetikparameter erfolgt anhand der Messung der CO bzw. CO<sub>2</sub> Bildungsraten. Aufgrund der zu erwartenden geringen Umsätze gilt die Sauerstoffkonzentration während der Messzeit von ca. 30 min pro Haltetemperatur als konstant.

### 3 PROBENMATERIAL

Beim verwendeten Vergleichsmaterial handelt es sich um Reinigungspapier mit einer Grammaturn von ca. 40 g/m<sup>2</sup>. Das untersuchte Papier wurde zerkleinert und mit verschiedenen Mengen eines Bohr- und Schneidöles auf biologischer Basis versetzt. Es stellten sich dabei Ölgehalte von 6,9 %, 17,5 % und 23,7 % ein, zusätzlich erfolgten Messungen mit unbehandeltem Papier. Hauptbestandteil des verwendeten Öles ist raffiniertes Rapsöl. Rapsöl beinhaltet hohe Gehalte an ein- und mehrfach ungesättigten Fettsäuren, wie Ölsäure oder Linolsäure. Aufgrund der oxidierbaren Doppelbindungen in der Struktur der Fettsäuren zeigen diese gegenüber Ölen und Fetten auf Mineralölbasis ein gesteigertes Reaktionspotential.

Die verwendete Werkstattabfallprobe weist einen Ölgehalt von ca. 15 % auf. Die Bestimmung des Ölgehaltes erfolgte mittels Extraktion nach Soxhlet, mit Cyclohexan als Extraktionsmittel. Die untersuchte Probe ergab bei zwei Extraktionen und einer Extraktionsdauer von 6 h, Ölgehalte von 12,0 % und 17,5 %. Der Ölgehalt der Referenzprobe liegt somit im Bereich der gemessenen Reinigungspapierproben.

### 4 VERSUCHSERGEBNISSE

Zur Bestimmung der Oxidationskinetik wurden jeweils die Kohlenstoffmonoxid- und Kohlenstoffdioxidbildungsraten ( $r_{\text{CO}}$  und  $r_{\text{CO}_2}$ ) bei verschiedenen Temperaturen untersucht. Der Messbereich lag zwischen ca. 310 K und 370 K, bei der Papierprobe mit 0 % Ölgehalt musste aufgrund der geringen Bildungsraten im niedrigen Temperaturbereich, das betrachtete Temperaturintervall auf ca. 410 K erweitert werden. Der Gasfluss im Kreislaufbetrieb betrug 2,9 l/min. Um eventuell angelagertes CO<sub>2</sub> an der Oberfläche des Probenmaterials zu desorbieren erfolgte vor dem Versuchsbeginn jeweils ein Aufheizen der Proben auf eine Temperatur die ca. 30 K über der maximalen Messtemperatur lag. Bei der Probe mit 17,5 % Ölgehalt konnte beim Aufheizen festgestellt werden, dass bei einer Temperatur von ca. 400 K bereits die exotherme Zersetzung des Materials einsetzte (Abb. 2).

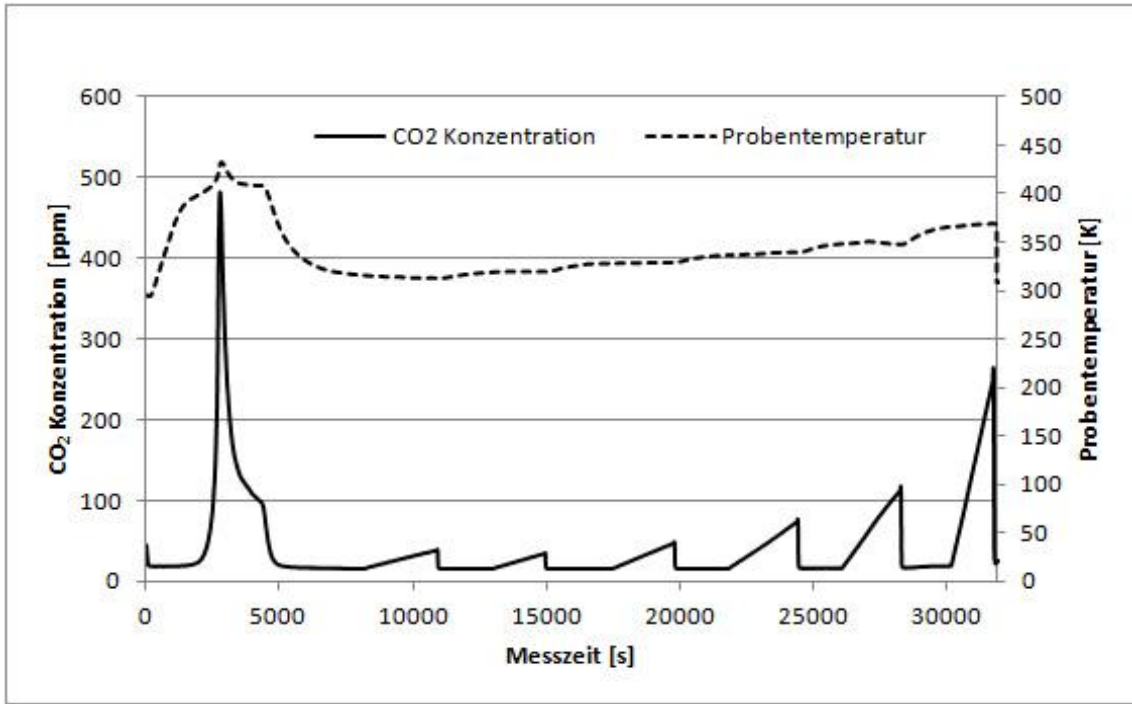


Abb. 2: CO<sub>2</sub> Konzentrations- und Temperaturverlauf der Messung mit 17,5 % Ölgehalt

Der Zersetzungsvorgang ging mit einem drastischen Anstieg der CO<sub>2</sub> Konzentration und mit einem merklichen Temperaturanstieg einher. Auch bei der Probe mit einem Ölgehalt von 23,7 % waren Zersetzungerscheinungen beim Desorptionsvorgang zu beobachten.

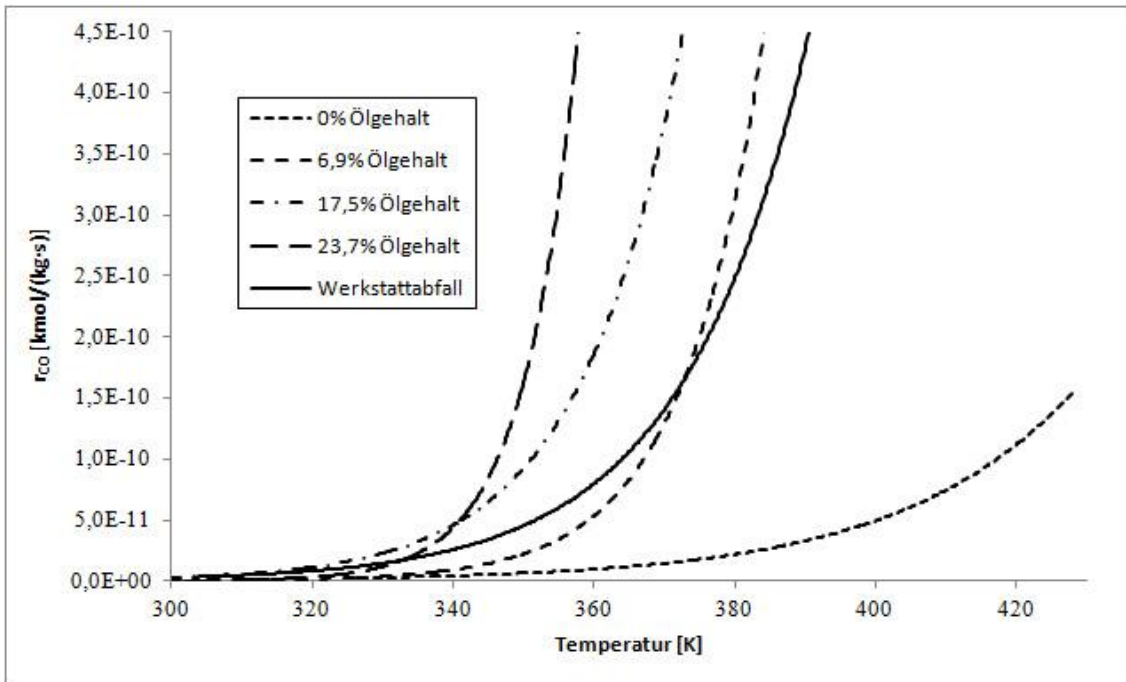


Abb. 3: CO Bildungsraten in Abhängigkeit der Temperatur

Nach Abschluss der Messung wurde das Probematerial auch optisch untersucht und es waren auch hier deutliche Spuren einer exothermen Zersetzung (Braunfärbung) zu erkennen. Ein etwaiges Glutnest bildete sich allerdings nicht aus, da bei Rücknahme der Gastemperatur, die Reaktion wieder zum Erliegen kam.

Abb. 3 zeigt die CO Bildungsraten der untersuchten Proben. Die Bildungsraten steigen hier schon bei niedrigen Temperaturen mit zunehmendem Ölgehalt merklich. Die Bildungsrate der Werkstattabfallprobe liegt in etwa im Bereich der Probe mit 6,9 % Ölgehalt. In Abb. 4 ist der Verlauf der CO<sub>2</sub> Bildung dargestellt. Auch hier ist ein Ansteigen der CO<sub>2</sub> Produktion bei höheren Ölgehalten erkennbar. Das Maximum der CO<sub>2</sub> Bildung wird bei einem Ölgehalt von 17,5 % erreicht, danach sinkt die Rate wieder, wohingegen die CO Bildungsrate wie in Abb. 3 ersichtlich weiter ansteigt. Die CO<sub>2</sub> Bildungsrate der Werkstattabfälle liegt im Bereich der Probe mit 17,5 % Ölgehalt und ist hier nahezu vergleichbar.

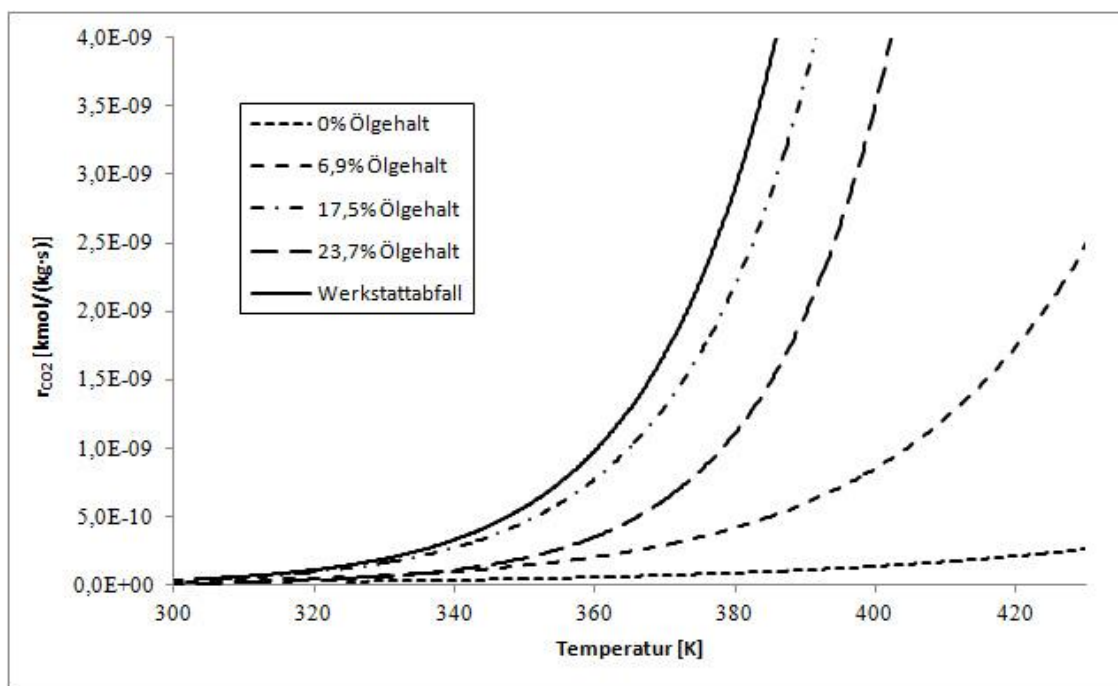


Abb. 4: CO<sub>2</sub> Bildungsraten in Abhängigkeit der Temperatur

Die Ermittlung der Kinetikparameter erfolgte über die Auftragung der Bildungsraten nach Arrhenius. Die berechneten Werte für die Aktivierungsenergie ( $E_a$ ) und den Frequenzfaktor ( $k_0$ ) sind in Tab. 1 zusammengestellt.

Tab. 1: Übersicht über die ermittelten Kinetikparameter

	CO		CO <sub>2</sub>	
	$E_a$ [kJ/kmol]	$k_0$ [kmol/kg·s]	$E_a$ [kJ/kmol]	$k_0$ [kmol/kg·s]
Papier 0,0 % Ölgehalt	4,89E+04	3,25E-09	2,52E+04	9,74E-12
Papier 6,9 % Ölgehalt	8,70E+04	7,45E-03	3,45E+04	6,63E-10
Papier 17,5 % Ölgehalt	6,69E+04	3,17E-05	4,94E+04	3,84E-07
Papier 23,7 % Ölgehalt	1,02E+05	1,91E-00	5,48E+04	1,04E-06
Werkstattabfall	5,59E+04	3,35E-07	5,22E+04	1,14E-06

## 5 ZUSAMMENFASSUNG, SCHLUSSFOLGERUNG

Die gemessenen Daten zur Oxidationskinetik zeigen einen merklichen Einfluss des Ölgehaltes auf das Oxidationsverhalten der untersuchten Papierproben. Die Bildungsraten von Kohlenstoffmonoxid und Kohlenstoffdioxid beginnen bereits bei geringen Ölgehalten im Vergleich zum Rohmaterial zu steigen. Bei höheren Ölgehalten führt eine Reaktortemperatur von

ca. 400 K binnen wenigen Minuten zu exothermen Zersetzungsvorgängen. Die Werkstattabfallprobe zeigt ein mit den Papierproben vergleichbares Oxidationsverhalten, Zersetzungserscheinungen wie bei den Papierproben konnten beim Aufheizen auf 410 K nicht beobachtet werden.

Werkstattabfälle gelten grundsätzlich als sehr reaktiv, aufgrund der gemessenen Oxidationskinetik, kann davon ausgegangen werden, dass schon die Lagerung von relativ geringen Mengen an aufbereitetem Material eine erhebliche Brandgefahr darstellt. Die obigen Ergebnisse zeigen, dass besonders Proben mit einem hohen Ölgehalt ein nicht zu vernachlässigendes Reaktionsverhalten darstellen. Gepaart mit dem hohen Heizwert des Materials stellen Lagerungen von Werkstattabfällen eine massive Brandlast dar. Bei der Verarbeitung und Lagerung von Werkstattabfällen ist besonders auf das „first in – first out“ Prinzip zu achten. Lagermengen und Schüttungshöhen sollten so gering als möglich gehalten werden.

## LITERATUR

- Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (2007) *Anforderungen an die Zwischenlagerung von heizwertreichen Abfällen*.
- Raupenstrauch, H. (1997) *Gasdurchströmte, chemisch reagierende Schüttschichten*. Habilitationsschrift, Technische Universität Graz.
- Walkner, R. (2005) *Untersuchung des Selbsterwärmungsverhaltens eines Lagers für aufbereiteten Substitut Brennstoff (ASB)*. Diplomarbeit, Technische Universität Graz.

# Bestimmung der Explosionsfähigkeit von Stäuben aus Abfallbehandlungsanlagen

K. Held, C. Kerschbaumer, C. Spijker, H. Kern & H. Raupenstrauch  
*Montanuniversität Leoben, Lehrstuhl für Thermoprozesstechnik, Leoben, Österreich*

**KURZFASSUNG:** In mechanischen Abfallaufbereitungsanlagen kommt es während der Zerkleinerung und Manipulation des Inputmaterials zur Entstehung von Feinfraktionen. Dieser anfallende Staub kann unter bestimmten Voraussetzungen zum Auftreten von Staubexplosionen führen. Um das von diesen Stäuben ausgehende Gefahrenpotential einschätzen zu können, ist es notwendig die Explosionseigenschaften der Stäube zu kennen. Deshalb wurden Staubproben aus verschiedenen mechanischen Anfallbehandlungsanlagen auf ihr Explosionsverhalten untersucht und verglichen. Trotz der unterschiedlichen Inputmaterialien und Aufbereitungslinien sind die erzielten Ergebnisse gut miteinander zu vergleichen. Ziel weiterführender Untersuchungen ist die genaue Identifikation der Einflussparameter auf das Explosionsverhalten, um schlussendlich ein Charakterisierungssystem zu entwickeln, das es ermöglicht, nach der Bestimmung grundlegender physikalischer Größen auf das Explosionsverhalten des Staubes zu folgern, wodurch die kostenintensive experimentelle Bestimmung der sicherheitstechnischen Kennzahlen vermeidbar wäre.

## 1 EINLEITUNG

Um den steigenden Rohstoffbedarf decken zu können und Deponievolumen zu sparen, bewegt sich die Abfallwirtschaft, entsprechend der 3 Rs „Recycling, Recovery, Reuse“ der fünfteiligen Abfallhierarchie (AWG-Novelle 2010), immer stärker in den Bereich der Abfallaufbereitung. Eine häufig eingesetzte Variante der Aufbereitung ist die mechanische, in der die Abfallstoffe durch physikalische Verfahren erst zerkleinert und anschließend in die einzelnen Fraktionen aufgetrennt werden. Die mechanische Aufbereitung ist auch ein Basisverfahren zur Produktion von Ersatzbrennstoff (EBS). Einhergehend mit den zu durchlaufenden Prozessstufen kommt es vornehmlich bei trockenen Behandlungsschritten zu Aufwirbelungen und Ablagerungen einer Feinfraktion. Der entweder aus dem Einsatzmaterial stammende oder bei der Aufbereitung entstehende Staub wird zum Teil über Absaugsysteme in Filtern gesammelt oder lagert sich unkontrolliert auf Anlagenteilen ab. Gemische aus Staub und Luft sind als explosionsfähig einzustufen, wenn es sich um brennbaren Staub handelt. Abgesehen von der Brennbarkeit des Materials ist die vorliegende Korngröße von wesentlicher Bedeutung. Je feiner Partikel sind, umso größer ist ihre spezifische Oberfläche, weshalb die Partikel sehr schnell oxidieren und sehr gut Wärme aufnehmen und durchzündet werden können (Calle 2005, Di Benedetto 2010). Die Reaktivität von Staub steigt bis zu einer Grenze mit abnehmender Partikelgröße. Deshalb ist es möglich, dass Materialien, die als Stückgut nicht brennen, in Staubform brennbar sein können (Abbasi 2007), (Eckhoff 2003). Um tatsächlich eine Explosion auslösen zu können, ist das Vorhandensein einer wirksamen Zündquelle notwendig. Als wirksame Zündquellen werden jene bezeichnet, die die Mindestzündenergie des jeweiligen Brennstoff-/Luftgemisches erreichen.

Stäube aus verschiedenen mechanischen Abfallaufbereitungsanlagen aus ganz Österreich wurden einer sicherheitstechnischen Betrachtung unterzogen, um das Gefahrenpotential einstuft zu können sowie die Einflussparameter und die Vergleichbarkeit unter den Stäuben zu identifizieren.

## 2 SICHERHEITSTECHNISCHE KENNGRÖSSEN

Sicherheitstechnische Kenngrößen (STK) geben Aufschluss über die für den Explosionsschutz maßgebenden Eigenschaften von brennbaren Stäuben. Sie werden in genormten Verfahren bestimmt und dienen dazu, Stoffe zu klassifizieren und hinsichtlich des von ihnen ausgehenden Risikos untereinander zu vergleichen (Steen 2000).

Die Beurteilung des Explosionsverhaltens von Stäuben stellt sich meist als wesentlich schwieriger als jene von Gasen dar, da Feststoffe zahlreiche zusätzliche Eigenschaften aufweisen, die das Explosionsverhalten beeinflussen können (Cashdollar 2000).

Um das Explosionsverhalten der verschiedenen Stäube aus Abfallbehandlungsanlagen zu vergleichen, wurden der maximale Explosionsdruck und der maximale zeitliche Druckanstieg bestimmt und verglichen (Siwek 1996). Diese STK dienen zur Beurteilung der Auswirkung einer Explosion und werden mit Hilfe einer 20-Liter Normapparatur bestimmt (ÖNORM EN 14034).

## 3 UNTERSUCHTE STAUBPROBEN

Die für die Untersuchungen gezogenen Staubproben stammen aus verschiedenen Abfallaufbereitungen in ganz Österreich. Die Beprobung fand einerseits aus Filtern der Hallen- und Punktabsaugungen, andererseits von auf Anlagenteilen befindlichen Ablagerungen statt. Filterstäube stellen relevantes Probenmaterial dar, weil während der Absaugung ein Staub-Luft-Gemisch vorliegt, das eventuell eine explosionsfähige Atmosphäre darstellt. Die Beprobung abgelagerter Stäube erklärt sich durch die Möglichkeit der Bildung explosionsfähiger Atmosphären durch Aufwirbelung des abgesetzten Materials, bei Zündung der entstehenden Staubwolke kann es zum Auftreten einer Staubexplosion kommen (Bartknecht 1993).

Der Feuchtegehalt ist eine Größe, die wesentlichen Einfluss auf das Explosionsverhalten von Stäuben haben kann (Eckhoff 2003). Da das Inputmaterial vor dem Einsatz in mechanischen Abfallbehandlungsanlagen meist auf Freigelände gelagert wird, bzw. Umwelteinflüsse direkt auf den aufzubereitenden Abfall einwirken können, unterliegt auch der Wassergehalt der Staubproben jahreszeitlichen Schwankungen. Um diese Beeinflussung des Explosionsverhaltens zu eliminieren und so die Vergleichbarkeit zwischen den Proben zu erhöhen, wurden alle Stäube vor der Untersuchung getrocknet.

Außerdem stellen sich Filterstaub und abgelagerter Staub aus mechanischen Abfallbehandlungsanlagen oftmals als Material mit extrem breiter Korngrößenverteilung dar. Dazu kommt es, weil vor allem Kunststofffolienteile, Federn oder ähnliches leicht mit aufgewirbelt und abgetragen werden und sich mit absetzen. Da für Staubexplosionen Stoffe mit Medianwerten kleiner  $63 \mu\text{m}$  von Relevanz sind, erfolgte eine vor der Analyse stattfindende Siebung der Stäube auf  $< 500 \mu\text{m}$ . Die inhibierenden Eigenschaften der in den Stäuben vorhandenen Grobfraktionen wurden separat untersucht.

## 4 UNTERSUCHUNGSERGEBNISSE UND DISKUSSION

### 4.1 *Problem der repräsentativen Probenahme*

Aufgrund der chargenweisen Anlieferung und des ebensolchen Einsatzes der Materialien in der Aufbereitungsanlage variieren auch die auftretenden Stäube entsprechend. Darin begründet lag die Notwendigkeit festzustellen, ob die Staubzusammensetzung bzw. das Explosionsverhalten der untersuchten Staubproben einem zeitlichen Wandel unterliegen. Um dies überprüfen zu können, wurden Proben an denselben Stellen in zeitlichem Abstand gezogen. Neben kurzfristigen vom Inputmaterial bestimmten Schwankungen musste auch eine saisonal bedingte Veränderung der Explosionseigenschaften abgeklärt werden.

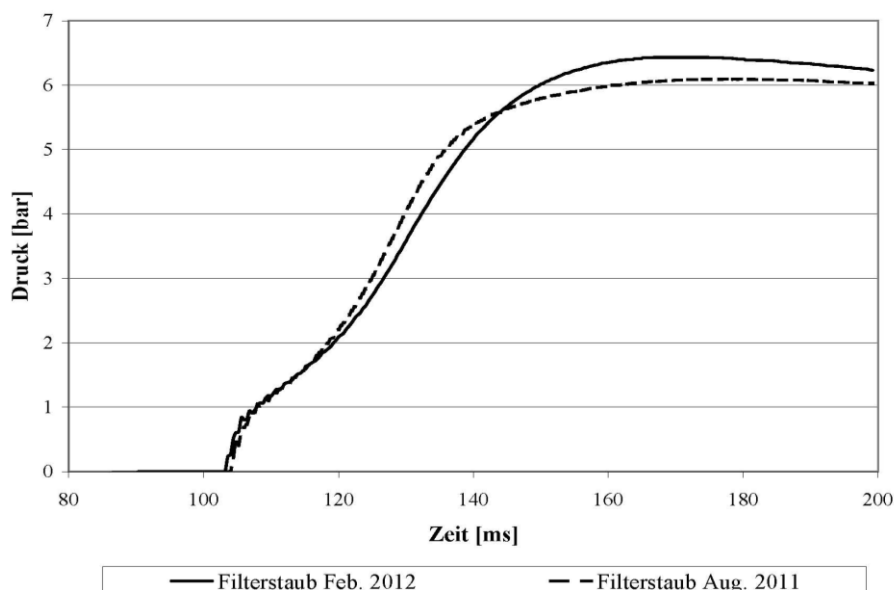


Abb. 1: Zeitlicher Druckverlauf von zwei Beprobungen derselben Staubanfallstelle

Beispielhaft wird hier in Abb. 1 eine Untersuchung von zwei Staubproben derselben Probenahmestelle gezeigt. Die beiden Staubproben wurden in einem Abstand von 18 Monaten dem gleichen Filter entnommen und ihr Explosionsverhalten in der 20-Liter Apparatur getestet.

Beim Vergleich der beiden Proben kann sowohl eine zeitliche als auch saisonale Variation beurteilt werden. Es kann gezeigt werden, dass das Explosionsverhalten der beiden Proben, dargestellt als zeitlicher Druckverlauf nur geringfügig innerhalb der Toleranz voneinander abweicht und somit die zeitlichen Schwankungen vernachlässigbar sind.

#### 4.2 Vergleich des Explosionsverhaltens unterschiedlicher Staubproben

Nachdem sichergestellt werden konnte, dass sich das Explosionsverhalten der Stäube aus den einzelnen Abfallbehandlungsanlagen zeitlich nicht zu stark ändert, wurde damit begonnen, das Explosionsverhalten von Stäuben aus unterschiedlichen Anlagen zu vergleichen.

Exemplarisch wird hier der zeitliche Druckverlauf als Indikator für den Explosionsverlauf von vier Staubproben gezeigt (siehe Abb. 2). Bei EBS 1 Staubablagerungen und EBS 1 Filterstaub handelt es sich um Proben, die aus derselben Anlage entnommen wurden.

Es zeigt sich, dass die Intensität der Reaktion des Filterstaubes heftiger ist als jene des abgelagerten Staubes. EBS 3 Staubablagerungen reagieren wesentlich langsamer als jene aus Anlage EBS 1 und bei der Staubprobe EBS 2 Staubablagerungen zeigt der langsame zeitliche Druckanstieg eher einen Brand denn ein explosionsartiges Verhalten.



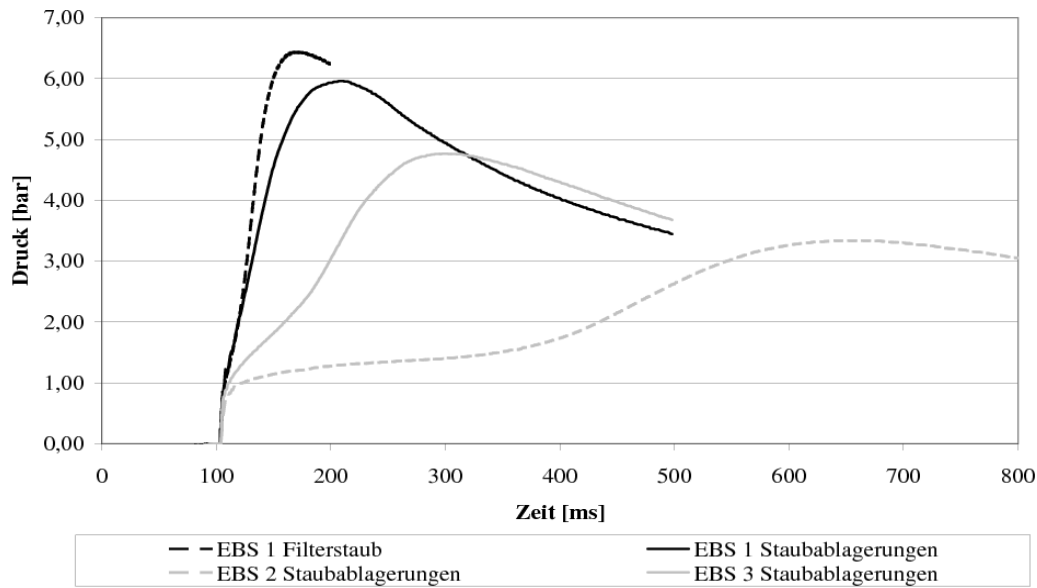


Abb. 2: Zeitlicher Druckverlauf verschiedener Staubproben

### 4.3 Einfluss des Inertanteils

Der Unterschied der Reaktionsintensität der untersuchten Stäube, die in Abb. 2 dargestellt sind, liegt unter anderem in den Unterschieden im Inertanteil begründet. Abb. 3 zeigt den Inertstoffgehalt der untersuchten Proben. Es ist klar ersichtlich, dass jene Stäube, deren Inertanteil niedriger ist, heftiger reagieren.

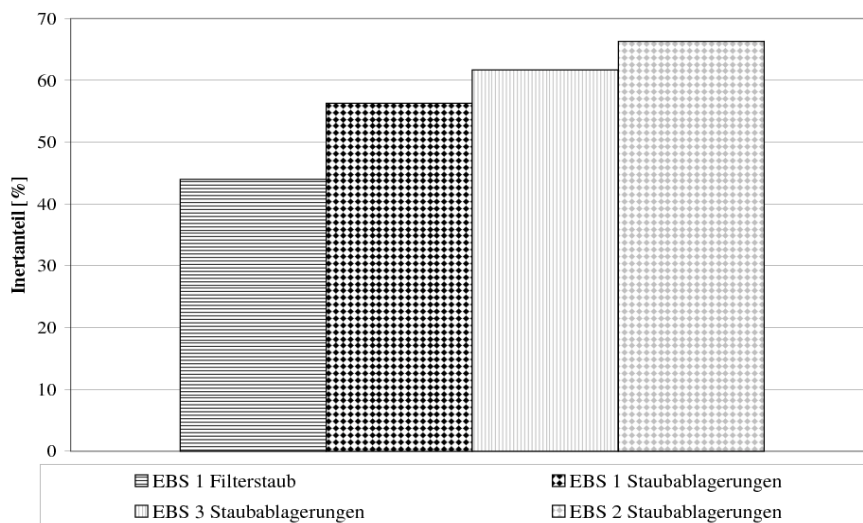


Abb. 3: Inertanteile der untersuchten Staubproben

Prinzipiell ist die Inertisierung durch Mischung reaktiven Materials mit inertem nicht von praktischem Interesse. (Amyotte 1995) In diesem speziellen Anwendungsfall stellt es sich jedoch anders dar, da sich das Inertmaterial bereits in den Stäuben befindet. Deshalb stellt diese Art der Inhibierung eine gute Möglichkeit zur Abschätzung des Explosionsverhaltens vorliegender Stäube dar.

Um feststellen zu können, ab welchem Anteil an inertem Material die Staubproben nicht mehr reagieren, wurden Proben unterschiedlicher Inertfraktionen untersucht. Um den Anteil über vorliegende Werte zu erhöhen, wurde Staubproben zusätzlicher Inertanteil in Form von Asche zugegeben. Ab einem Inertgehalt von 80 % konnte eine vollständige Inertisierung der

Proben beobachtet werden. Außerdem zeigt die Abnahme des zeitlichen Druckanstieges mit steigendem Inertanteil gute Korrelationen (vgl. Abb. 4).

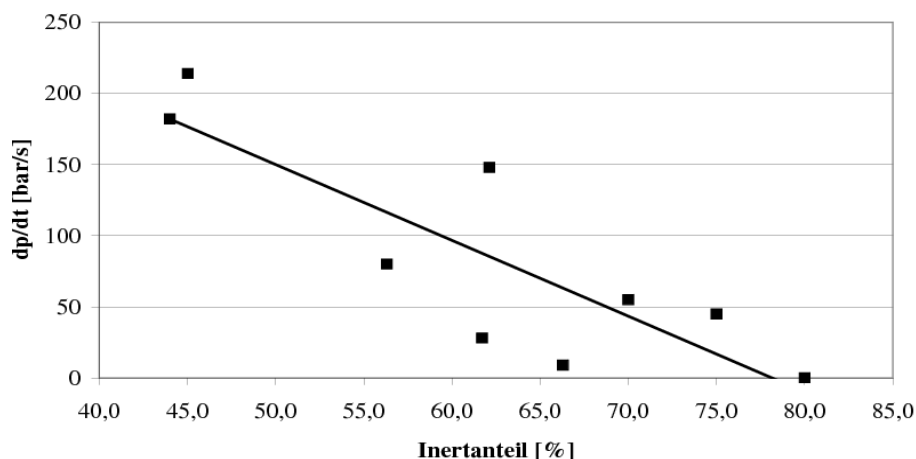


Abb. 4: Korrelation von zeitlichem Druckanstieg und Inertanteil der untersuchten Stäube

#### 4.4 Einfluss der Korngrößenverteilung

Das Explosionsverhalten von Stäuben ist stark von deren Korngrößenverteilung abhängig. Da die in mechanischen Abfallaufbereitungsanlagen auftretenden Stäube hohen Anteil an Grobfraction aufweisen, wurden Untersuchungen angestellt, wie sich dieser Grobanteil auf das Explosionsverhalten auswirkt. Dazu wurden die zeitlichen Druckverläufe während der Zündung des Feinanteiles ( $x < 500 \mu\text{m}$ ) und des Grobanteiles ( $500 < x < 1.000 \mu\text{m}$ ) eines Staubes bestimmt. Daran anschließend folgte die Analyse von definierten Mischungen der beiden Fraktionen.

Bemerkenswert an den in Abb. 5 dargestellten Ergebnissen ist, dass die Heftigkeit der Reaktion nicht wie anzunehmen mit steigendem Grobkornanteil sinkt, sondern dass das Explosionsverhalten des feinen Staubes bereits ab einem Grobkornanteil von 5 % das Verhalten von reinem Grobkorn aufweist.

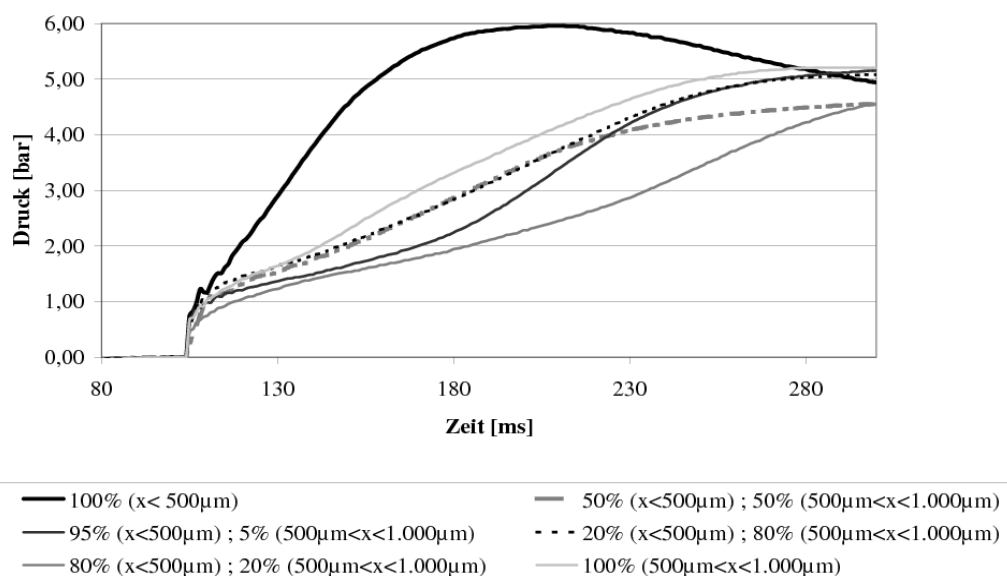


Abb. 5: Zeitlicher Druckverlauf von Stäuben mit unterschiedlichen Grobkornanteilen

## 5 SCHLUSSFOLGERUNG, ZUSAMMENFASSUNG

Die Vergleichbarkeit der in unterschiedlichen mechanischen Abfallaufbereitungsanlagen auftretenden Stäube unter Berücksichtigung der vorliegenden Heterogenitäten ist als gut einzustufen. Die Stäube aus den einzelnen Aufbereitungslinien zeigen trotz Änderungen der Inputmaterialien zeitlich konstantes Explosionsverhalten.

Für das Umschlagen im Explosionsverhalten der feinen Stäube bei Vorhandensein grober Partikel wird angenommen, dass die groben Partikel in der Staubbmischung kinetische Reaktionsenergie aufnehmen und so als Art Radikalfänger agieren. Weitere Untersuchungen zu diesem Verhalten sind aber noch geplant.

Außerdem ist es zudem notwendig die bisherigen Untersuchungsergebnisse weiter abzusichern und weitere Einflussparameter eingehender zu untersuchen. Erst danach wird es möglich sein, ein verlässliches Charakterisierungssystem für die Abschätzung des Explosionsverhaltens von Stäuben aus mechanischen Abfallbehandlungsanlagen zu entwickeln.

## LITERATUR

- Abbasi, T. & Abbasi, S.A. (2007) Dust explosions – cases, causes, consequences and control. *Journal of Hazardous Materials* 140, 7-44.
- Abfallwirtschaftsgesetz (2002) – Novelle 2010. Bundesgesetzblatt I Nr. 102.
- Amyotte, P.R. (2006) Solid inertants and their use in dust explosion prevention and mitigation. *Journal of Loss Prevention in the Process Industries* 19, 161-173.
- Bartknecht, W. (1993) *Explosionsschutz - Grundlagen und Anwendung*. Berlin, Deutschland: Springer.
- Cashdollar, K.L. (2000) Overview of dust explosibility characteristics. *Journal of Loss Prevention in the Process Industries* 13, 183-199.
- Calle, S., Klabá, L., Thomas, D., Perrin, L. & Dufaud, O. (2005) Influence of the size distribution and concentration on wood dust explosion: Experiments and reaction modelling. *Powder Technology* 157, 144–148.
- Di Benedetto, A., Russo, P., Amyotte, P. & Marchand, N. (2010) Modelling the effect of particle size on dust explosions. *Chemical Engineering Science* 65, 772-779.
- Eckhoff, R.K. (2003) *Dust Explosions in the Process Industries*. 3. ed., Amsterdam; Niederlande: Gulf Professional.
- Siwek, R. (1996) Determination of technical safety indices and factors influencing hazard evaluation of dusts. *Journal of Loss Prevention in the Process Industries* 9, 21-31.
- Steen, H. (ed.) (2000) *Handbuch des Explosionsschutzes*. Weinheim, Deutschland: Wiley-VCH.
- ÖNORM EN 14034 Bestimmung der Explosionskenngrößen von Staub/Luft-Gemischen.

# Safety-Management in produktionsnahen Bereichen

W.E. Schroeder

*Lehrstuhl Wirtschafts- und Betriebswissenschaften Montanuniversität Leoben, Leoben, Österreich*

**KURZFASSUNG:** 80 % aller Unfallursachen, vor allem in produzierenden Bereichen, sind auf menschliche Fehlhandlungen zurückzuführen. Unsicheres und gefährliches Verhalten liegt jedoch nicht zuletzt auch in mangelhaften bzw. fehlenden organisatorischen Regeln bzw. in einem unzureichenden Sicherheitsmanagementsystem begründet. Ein Sicherheitsmanagementsystem spiegelt die Verpflichtung der Organisation für Sicherheit wider und ist ein wichtiger Bestandteil zur Sensibilisierung und Wahrnehmungen von Sicherheitsaspekten in einem Unternehmen. Im folgenden Beitrag werden die wesentlichsten Dimensionen für ein adäquates Sicherheitsmanagement herausgearbeitet. Anschließend wird ein Modell skizziert, welches den beschriebenen Anforderung an ein Sicherheitsmanagementsystem für die produktionsnahe Umgebung Rechnung tragen soll. Dieses Grundmodell stellt lediglich einen Bezugsrahmen dar, welcher je nach Anforderung an das Sicherheitsmanagement individuell ausgestaltet werden kann.

## 1 EINLEITUNG

Der Stellenwert von Sicherheit im Allgemeinen jedoch auch der Stellenwert von Sicherheit bezogen auf produktionsnahe Bereiche ist in der Gesellschaft als sehr hoch einzustufen, da einerseits die Auswirkungen von Industriestör- und -unfällen in vielen Fällen für Menschen und Umwelt eine massive Gefährdung darstellen, andererseits die Auswirkung für betroffene Unternehmen meist weit über den Sachschaden hinausgehen. Die Anlagensicherheit als Eigenschaft einer Produktionsanlage, um sowohl im ungestörten als auch im gestörten Betrieb weder Menschen noch Sachwerte oder die Umwelt zu gefährden, ist von zahlreichen Faktoren abhängig. Die Sicherheit des Systems/Anlage ist im Wesentlichen beeinflusst durch die Sicherheit der Einzelkomponenten und Anlagenteile sowie ihr Zusammenspiel untereinander, einschließlich erforderlicher organisatorischer Maßnahmen, vor allem aber durch den Faktor Mensch. So umfassend der Begriff der Anlagensicherheit ist, so umfangreich sind auch die im Bereich des Sicherheitsmanagements notwendigen technischen und organisatorischen Maßnahmen gepaart mit den erforderlichen legislativen Vorschriften und Rechtsgebieten.

Nicht nur schwere Unfälle sondern vor allem Beinaheunfälle unterbrechen die Produktionsprozesse und führen dadurch zu substantiellen ökonomischen Verlusten. Diese, im wiederholten Falle auftretenden, Beinaheunfälle sind ernstzunehmende Warnsignale für potentielle Gefahren mit möglicherweise weitreichenden Auswirkungen.

Untersuchungen und Forschungsergebnisse aus dem Bereich Sicherheit zeigen, dass der Humanfaktor eine ganz entscheidende Rolle für den Erfolg von Sicherheitssystemen einnimmt (Atwood 2006, Jo 2004). Aufgrund der bereits sehr hohen Zuverlässigkeitswerte von mechanischen und elektrischen Bauteilen und Komponenten fallen ca. 80 % aller Unfallursachen auf den Faktor Mensch zurück, nicht zuletzt durch die operierende Rolle des Menschen in immer komplexeren Systemen (Nivolianitou 2004). Hofmann (1996) bezeichnet die menschliche Arbeitskraft als den letzten großen operative Risikofaktor und menschliches Fehlverhalten als die Hauptursache von materiellen und menschlichen Verlusten.

## 2 EINFLUSSFAKTOREN AUF VERSCHIEDENE SICHERHEITSDIMENSIONEN

Unsicheres und gefährliches Verhalten ist jedoch nicht zuletzt auch auf mangelhafte bzw. fehlende organisatorische Regeln bzw. ein unzureichendes Sicherheitsmanagementsystem zurückzuführen (Hughes 2004, Krövers 2006). Diese Unzulänglichkeiten subsumieren fehlende Unterweisungen, angemessenen Schulungen und Trainings, Demotivation, fehlende Arbeitsanweisungen, fehlende Kontrollmaßnahmen, geringes Commitment des Managements zum Thema Sicherheit sowie inadäquate Sicherheitsmanagementsysteme.

In Anlehnung an Biedermann (2009) lassen sich vier Hauptgruppen an Defiziten vor allem für produktionsnahe Bereiche identifizieren:

- Verhaltensdefizite: Dazu zählen vor allem das Fehlen einer etablierten Sicherheitskultur bzw. einer sogenannten Zero-Defect-Culture sowie fehlende Anreizsysteme im Bereich der Arbeitssicherheit und dem Gesundheitsschutz.
- Organisationsdefizite: Darunter fallen fehlende bzw. mangelhafte Gefährdungsbeurteilungen und Risikoanalysen sowie ein unzureichender Planungs- und Organisationsgrad hinsichtlich der Umsetzung präventiver Strategien, sowie ein fehlendes umfassendes Informationssystem.
- Qualifikationsdefizite: Schulungs- und Weiterbildungskonzepte ohne auf die vorhandenen Risiken in der Arbeitsumgebung einzugehen bzw. auch ein Mangel an fachlichen als auch methodischen und sozialen Schulungsinhalten, um diesen Gefahren präventiv begegnen zu können.
- Defizit technischer Systeme: Nicht zuletzt bergen auch gefährlich Einsatzstoffe, Anlagen und Prozesse hohe Gefahrenpotenziale, denen bereits in der Planungs- und Konstruktionsphase von Anlagen- und Produktionssystemen begegnet werden muß.

## 3 DETERMINATEN EINES SICHERHEITSMANAGEMENTSYSTEMES

Integrierte Managementsysteme im Allgemeinen bzw. das integrierte Management von Risiken hat in den letzten Jahren stark an Bedeutung gewonnen. Durch integrative Ansätze können Unfallraten gesenkt als auch die Produktivität sowie die ökonomische Performance deutlich gesteigert werden. Was jedoch die wesentlichsten Determinanten eines effizienten und effektiven Sicherheitsmanagementsystems sind, soll im Folgenden dargestellt werden.

Ein Sicherheitsmanagementsystem spiegelt die Verpflichtung der Organisation für Sicherheit wider und ist ein wichtiger Bestandteil zur Sensibilisierung und Wahrnehmungen von Sicherheitsaspekten in einem Unternehmen. Ein solches System kann als eine Reihe von normativen Rahmenbedingungen, Strategien, Konzepten, Praktiken, Verfahren, Rollen und Funktionen verstanden werden, welches den Aspekt der Sicherheit plant, steuert und lenkt.

Ein Großteil der Problemstellungen zu sicherheitstechnischen Fragestellungen ist durch das Zusammenwirken von Menschen, Maschinen und Technologien geprägt. Zahlreiche formelle und informelle Wechselbeziehungen mit der Systemumwelt rechtfertigen es, ein System zur Gewährleistung von Sicherheit als offenes sozio-technisches System zu bezeichnen. Ein Sicherheitssystem ist demnach ein sozio-technisches System, welches im Prozessverbund über ein Human-, Management-, Wissens-, Technologie-, Innovations-, Marketing-, Finanz- und Kooperationspotenzial verfügt und in eine soziale, ökologische, technologische und ökonomische Umwelt eingebettet ist. Der Grundgedanke einer sozio-technischen Systemgestaltung besteht darin, dass die Gestaltung von Arbeitssystemen nicht technikorientiert sondern arbeitsorientiert erfolgen soll, im Sinne ausgeglichener Prioritäten für technische und soziale Teilsysteme (Tschirky 1998).

In der Literatur sind Studien zu finden, welche Praktiken und Verfahren hinsichtlich ihrer Eignung für eines adäquaten Sicherheitsmanagements untersuchen. Hansen (2000) definiert sieben Eckpfeiler für einen Safety-Excellence Architektur: Programm, Compliance, Technologie, Kultur, Strategie, Führung sowie Verhalten.

Zahlreiche Modelle (u.a. Fernández-Muñiz 2007) zeigen grundsätzlich technische, organisatorische sowie menschliche Determinanten. Folgend lassen sich die wesentlichsten Dimensionen für ein adäquates Sicherheitsmanagementsystem wie folgt zusammenfassen:

### 3.1 Sicherheitspolitik

Die Sicherheitspolitik meint einerseits das Kommitment der Geschäftsleitung für Sicherheit und andererseits die Orientierung an festgelegten Prinzipien, Zielen und Leitlinien, welche der Sicherheit und Gesundheit am Arbeitsplatz dienen. Ziel der Sicherheitspolitik ist es, eine Sicherheitskultur zu entwickeln, d.h. ein günstiges Klima zu schaffen welches sicherstellt, dass Personen aus allen Ebenen des Unternehmens in Sicherheitsinitiativen eingebunden sind. Darüber hinaus basiert die Sicherheitspolitik immer auf einem Prozess der kontinuierliche Verbesserung durch erfahrungsbasiertes Lernen.

### 3.2 Anreizsysteme

Anreizsysteme für die Beteiligung der Arbeitnehmer an Sicherheitsaktivitäten sollen vor allem der Bewußtseinsbildung dienen, aber auch um Personen in sicherheitsrelevante Entscheidungsprozesse aktiv mit einzubinden. Vorschläge und Ideen der Arbeitnehmer zu Sicherheitsthemen werden durch das Managementsystem bewertet, um so Standards weiterentwickeln und verbessern zu können. Durch Schwerpunktsetzung im Zuge etwa des betrieblichen Vorschlagswesens können Sicherheitsinitiativen stärkeres Gewicht erlangen.

### 3.3 Schulung und Training/Entwicklung von Kompetenzen

Aus- und Weiterbildungsprogramme sowie Schulung müssen darauf abzielen, um über vorhandene Gefahrenpotenziale und Risiken im Arbeitsumfeld aufzuklären und um mit den Systembedingungen so gut vertraut zu sein, dass ein präventives Erkennen von möglichen Gefahren und Risiken erfolgen kann. Durch Schulungsinitiativen soll der hohe Stellenwert von Sicherheit in alle Ebenen des Unternehmens getragen werden und die Akzeptanz dafür geschaffen werden, dass Sicherheit ein wesentlicher Bestandteil unternehmerischen Denkens und Handelns darstellt.

### 3.4 Kommunikationsstruktur

Ein adäquates Kommunikationssystem im Unternehmen zur Vermittlung der möglichen Risiken am Arbeitsplatz sollte eine Reihe von Elementen umfassen, die sowohl formellen als auch informellen Charakter besitzen. Dazu muß ein angemessener Informationsfluß, sowohl Top-down als auch Bottom-up sichergestellt sein. Ein gut funktionierendes Kommunikationssystem wirkt sich positiv auf die Motivation aus und stimulieren die Beteiligung aller Organisationsmitglieder.

### 3.5 Planung und Steuerung

Bei der Planung unterscheidet man grundsätzlich zwischen der vorbeugenden (präventiven) Planung und der Notfallplanung. Die präventive Planung identifiziert mögliche Gefahren im Prozess bzw. in der Systemumwelt, bewertet das Risiko und leitet Maßnahmen ab, um Unfälle und Schäden zu verhindern. Eine starke Diversifizierung ist dabei im der Einsatz von Methoden der Risikoanalyse festzustellen. Zum Einsatz kommen dabei quantitative als auch qualitative Bewertungsinstrumente. Andererseits beinhaltet der Notfallplan die Menge an personellen und materiellen Ressourcen, die erforderlich sind, um im Falle einer eingetretenen Gefahr die Auswirkung auf das System auf ein Minimum zu begrenzen.

### 3.6 Kontrolle und Verbesserung

Hier kann zwischen systeminternen Kontroll- und systemexternen Benchmarkingmaßnahmen unterschieden werden. Interne Kontrollmaßnahmen meinen die Analyse von Prozessen und Arbeitsbedingungen mittels Sicherheitsinspektionen und Audits. Benchmarking ermöglicht es Unternehmen, ihre Sicherheitsperformanceindikatoren (SPI) (bspw. Unfallzahlen) mit anderen Unternehmen gleicher oder ähnlicher Branche bzw. ähnlichem Produktionsverfahren zu vergleichen. Dabei ist es sinnvoll, neben den Ergebniskriterien (SPI's) auch die sogenannten „Sicherheitsbefähiger“ (bspw. Ausbildungsprogramme, Kontrollverfahren, Arbeitsplatzergo-

nomie, usw.) zu benchmarken, um daraus Verbesserungen für das eigene Unternehmen ableiten zu können.

#### 4 SAFETY EXCELLENCE BEZUGSRAHMEN

Nachfolgend soll ein Modell skizziert werden, welches den beschriebenen Anforderung an ein Sicherheitsmanagementsystem für die produktionsnahe Umgebung Rechnung tragen soll. Das Grundmodell stellt lediglich einen Bezugsrahmen dar, welcher je nach Anforderung an das Sicherheitsmanagement individuell ausgestaltet werden kann. Das Modell soll einen Prozess der Auseinandersetzung mit sicherheitstechnischen Fragestellungen über den gesamten Lebenszyklus von Produktionssystemen in allen relevanten Sicherheitsdimensionen ermöglichen.

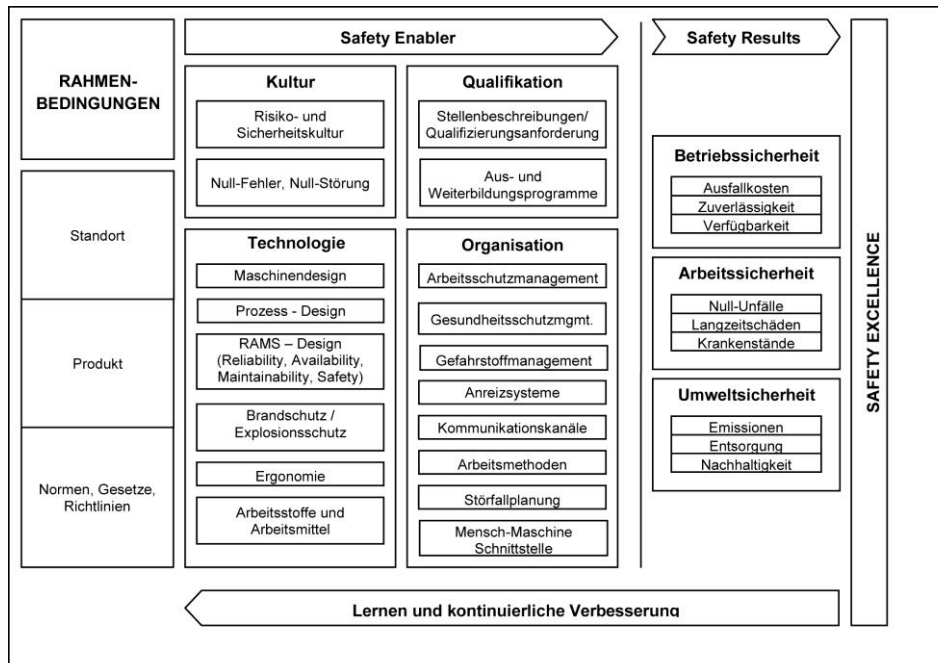


Abb. 1: Safety-Excellence Bezugsrahmen

#### LITERATUR

Attwood, D., Khan, F., & Veitch, B. (2006) Occupational accident models-where have we been and where are we going? *Journal of Loss Prevention in the Process Industries*, 19, 664–682.

Biederamann, H. (2010). Instandhaltung und Arbeitssicherheit. Sichere Instandhaltung. Bundesministerium für Arbeit Soziales und Konsumentenschutz. Wien.

Fernández-Muñoz, B., Montes-Peón, J.M. & Vázquez-Ordás, C.J. (2007) Safety management system: Development and validation of a multidimensional scale. *Journal of Loss Prevention in the Process Industries*, 20, pp. 52-68.

Hofmann, D.A., & Stetzer, A. (1996) A cross-level investigation of factors influencing unsafe behaviours and accidents personnel. *Psychology*, 307–339.

Hughes, G. & Kornowa-Weichel, M. (2004) Whose fault is it anyway? A practical illustration of human factors in process safety. *Journal of Hazardous Materials*, 115, 127–132.

Jo, Y. & Park, K. (2003) Dynamic management of human error to reduce total risk. *Journal of Loss Prevention in the Process Industries*, 16, 313–321.

Kwon, H. (2006) The effectiveness of process safety management (PSM) regulation for chemical industry in Korea. *Journal of Loss Prevention in the Process Industries*, 19, 13–16.

Nivolianitou, Z. S., Leopoulus, V. N. & Konstantinidou, M. (2004) Comparison of techniques for accident scenario analysis in hazardous systems. *Journal of Loss Prevention in the Process Industries*, 17, 467–475.

Tschirky, H. (1998) Konzept und Aufgaben des Technologie-Managements. In: *Technologie-Management: Idee und Praxis*, Zürich. Verlag Industrielle Organisation.

# Risikoanalyse bei der Synthese nanoskalierter Partikel mittels Ultraschallsprühpyrolyse

S. Stopic, A. Schwinger, J. Bogovic, M. Spinnraker & B. Friedrich

*RWTH Aachen, IME Metallurgische Prozesstechnik und Metallrecycling, Aachen, Deutschland*

**KURZFASSUNG:** Nanoskalierte Partikel werden am IME, RWTH Aachen, im täglichen Versuchsbetrieb mittels Ultraschallsprühpyrolyse hergestellt. Bei der Ultraschallsprühpyrolyse handelt es sich um einen einstufigen Prozess, bei dem ein wasserlösliches Salz mittels Anregung durch Ultraschall in ein Aerosol überführt wird. Die entstandenen Tropfen wurden durch einen Reaktor weiter transportiert. Nach der Verdampfung der flüchtigen Komponenten in einer Schutzgas- oder Reaktionsgasatmosphäre werden die Partikel durch Pyrolyse thermo-chemisch gespalten, ggf. reduziert, und zu einem festen Partikel versintert. In einem elektrostatischen Feld werden abschließend die gewonnenen Pulver-Partikel abgeschieden. Die "Failure Modes and Effect Analysis (FMEA)" ist eine formalisierte, analytische Methode aus dem Qualitätsmanagement, die sich mit der Erkennung, Entdeckung und Vermeidung von Fehlern in einem Prozess beschäftigt. Im vorliegenden Vortrag wird diese Methode anhand des Beispiels der Silbersynthese exemplarisch durchgeführt und gezeigt, wie durch geeignete Maßnahmen das Auftreten von Fehlern bei der Ultraschallsprühpyrolyse minimiert werden kann. Dazu werden potenzielle Fehler klassifiziert, untersucht und bewertet. Es wird gezeigt, dass im Versuchsbetrieb noch erhebliche Verbesserungspotentiale bestehen, die im laufenden Scale-up Prozess Einzug finden.

## 1 EINLEITUNG

Die Nanotechnologie wird zu den Schlüsseltechnologien des 21. Jahrhunderts gezählt. Sie umfasst Erkenntnisse über neue Funktionalitäten und Eigenschaften von Materialien und Werkstoffen. Die mechanischen, optischen, elektrischen und chemischen Eigenschaften dieser kleinsten Strukturen hängen nicht allein von der Zusammensetzung des Ausgangsmaterials ab, sondern auch von Größe und Gestalt der Oberfläche. Ähnlich wie in der Informationstechnik gehen die Erforschung der physikalischen Grundlagen und die Entwicklung und Markteinführung erster Produkte Hand in Hand. Nanoskalierte Strukturierung von Elektroden und Katalysatoren zur Generierung großer Oberflächen zeigen, dass die Nanotechnik für die Produktfertigung in Schlüsselindustrien eine Voraussetzung für die Wettbewerbsfähigkeit ist. Die künftigen Fortschritte der Nanotechnologie sind entscheidend für die weitere Entwicklung der Industrie-sektoren Elektrotechnik, Chemie, Automobilbau und Informationstechnik. Am IME, RWTH Aachen, liegen die Arbeitsschwerpunkte im Bereich der Synthese von neuen Materialien mittels Ultraschallsprühpyrolyse.

Die FMEA beschäftigt sich mit der Ultraschallsprühpyrolyse USP-Synthese von nanoskalierten Silberpartikeln aufgrund der Sicherheit und gesundheitsrelevanter Aspekte. Mit einer vorhandenen USP-Anlage wurden Untersuchungen unter verschiedenen Randbedingungen durchgeführt. Die hergestellten Nanopulver wurden mithilfe einer DTA, TGA, SEM und SMPS analysiert. Insbesondere die unterschiedlichen Partikelgrößen der Nanopartikel in Bezug auf die Konzentration standen im Fokus dieser Arbeit.

Bei der Ultraschallsprühpyrolyse handelt es sich um einen einstufigen Prozess, bei dem eine wässrige Lösung mittels Anregung durch Ultraschall in ein Aerosol überführt wird und die Tropfen durch einen Ofen transportiert werden. Nach der Verdampfung der flüchtigen Komponenten können die entstandenen Partikel im Reaktor trocknen. Anschließend werden die Nano-



partikel durch Pyrolyse thermo-chemisch gespalten und zu einem festen Partikel zusammen gesintert und gesammelt. Konzeptionell ist der USP-Prozess so ausgelegt, dass aus einem Tropfen ein Partikel gewonnen wird. Anhand der durchgeführten Versuche sollte das Gefährdungspotenzial der hergestellten Nanopulver aus der vorhandenen USP-Anlage analysiert werden. Nach der Synthese des Nanopulvers wurde mit Hilfe einer DTA-TGA die Aktivität des Nanopulvers analysiert und morphologisch mit einem Rasterelektronenmikroskop untersucht. Dabei wurde in der DTA-TG das Oxidationsverhalten, wie auch das Sinterverhalten untersucht, um Rückschlüsse daraus zu ziehen, ob nanoskalige Partikel mit einer größeren spezifischen Oberfläche besonders schnell mit ihrer Umgebung reagieren und somit möglicherweise zu gesundheits- und sicherheitsrelevanten Risiken führen. Ebenfalls wurde untersucht, welches Gesundheitsrisiko vom Aerosol ausgeht, falls ein Aerosolaustritt aus der Anlage geschehen würde. Diese Analyse geschah mit Hilfe einer SMPS+C, um die Partikelgrößen und Partikelverteilung zu bestimmen.

## 2. VERSUCHDURCHFÜHRUNG

Die Synthese von Nanosilber aus dem Silbernitrat unterschiedlicher Konzentrationen zwischen 0.0125 und 0.05 M wurde in der USP-Anlage (Abb. 1) zwischen 300 °C und 450 °C mit einer Frequenz von 2.5 MHz durchgeführt.

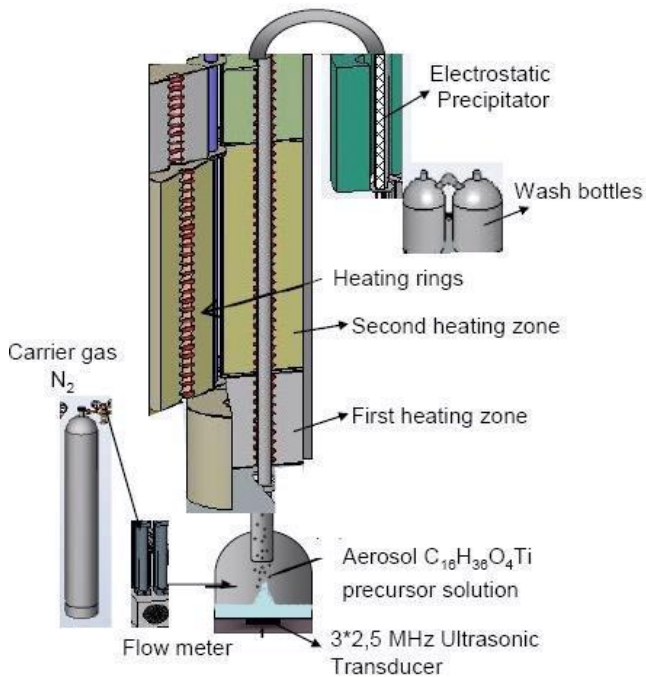


Abb. 1: Aufbau der USP-Anlage

Die Charakterisierung wurde anhand SEM/EDS-, DTA-, TGA-, SMPS-Analyse durchgeführt. Zur kontinuierlichen Erfassung der Größenverteilung der Nanopartikel im Reaktor wird der „Differential Mobility Analyser“ (Hersteller: Firma Grimm, Ainring, Deutschland) genutzt. Es handelt sich dabei um ein Messsystem zur Charakterisierung der Partikelgrößenverteilung im Bereich zwischen 10 und 1000 nm. Das Grundsystem SMPS ist ein Scanning Mobility Particle Sizer. Dieses setzt sich aus einem elektrostatischen Klassierer und einem Kondensationspartikelzähler zusammen. Die messbare Gesamtpartikelkonzentration des SMPS-Systems liegt im Bereich zwischen  $2 - 10^8$  Partikel/cm<sup>3</sup>. Die Scandauer des Systems liegt im Bereich zwischen 50 und 90 Sekunden. Die Reaktionsparameter (Temperatur, Konzentration) können während der Synthese geändert werden, um deren Einfluss zu verifizieren. Die Partikelgröße von Silber liegt im Bereich von 90 bis 400 nm.

Insgesamt zeigten die Versuche, dass bei der Synthese von nanoskaliertem Silber eine Temperatur von 450 °C für die thermische Zersetzung von Silbernitrat notwendig ist. Die Un-

terschiede zwischen durchschnittlichen Partikelgrößen der 0,0125 molaren und der 0,05 molaren Lösung sind nicht signifikant und die Eigenschaften werden sich daher wahrscheinlich im Wesentlichen nicht ändern. Dies könnte ebenfalls der Grund sein, warum sich in den DTA-TG Kurven mit O<sub>2</sub> als Atmosphäre keine wesentlichen Unterschiede zeigen. Angesichts des Oxidationsverhaltens beider Kurven ist nicht davon auszugehen, dass bei nanoskaligem Silber mit einer oxidativen Selbstentzündung zu rechnen ist. Die Messungen der Partikelgrößen mit der SMPS+C sind hingegen kritisch zu betrachten. So liegen die gemessenen Partikelgrößen doch im Bereich der Atemschutzfilter, wie im weiteren Verlauf dieser Arbeit gezeigt wird, und können beim Kontakt mit dem Menschen zu gesundheitlichen Schäden führen. Daher ist das Austreten des Aerosols aus der Anlage unbedingt zu vermeiden.

### 3. DISKUSSION DER RISIKOANALYSE

Zur Erkennung von möglichen Fehlerquellen und für eine Risikoabschätzung von sicherheitsrelevanten Aspekten bei der Synthese von Nanopartikeln mittels Ultraschallsprühpyrolyse wurde anhand eines Formblattes eine FMEA durchgeführt. Für die Durchführung der FMEA wurde ein Team aus Ingenieuren und Technikern vom IME, RWTH, gebildet. Die FMEA wurde anhand der Prozesskette der USP aufgebaut und hinsichtlich sicherheitsrelevanter Aspekte mit ganzzahligen Werten bewertet. Dabei wurde einerseits die Wahrscheinlichkeit des Auftretens eines Fehlers (A) und die Entdeckungswahrscheinlichkeit (E) analysiert, andererseits die sicherheitsrelevante Bedeutung (B), wobei grundsätzlich gesundheitliche Schäden höher als Anlagenschäden bewertet wurden. Die Risikoprioritätszahl RPZ setzt sich nach der Bewertung durch die Multiplikation der einzelnen Parameter zusammen. Ist die Risikoprioritätszahl  $< 125$  müssen keine Verbesserungen angestrebt werden. In Bezug auf die Fehlerstellen wurden die nächsten zehn Fehler aus dem USP-System in Betracht gezogen: 1. Gaszufuhr von Wasserstoff, 2. Gaszufuhr von Stickstoff, 3. Überhitzen von dem Ultraschallgenerator, 4. Falscher Füllstand von dem Ultraschallgenerator, 5. Flansche im Ofen, 6. Quarzrohr im Ofen, 7. Elektrostatischer Filter, 8. Vakuumpumpe, 9. Sammeln des Pulvers, 10. Partikelverlust nach dem Reaktorraum.

Anhand des Formblattes erkennt man, dass die Fehler 1 – 5 und 7 jeweils Risikoprioritätszahlen  $RPZ < 125$  haben. Die Fehler 1 und 2 betreffen die Gaszufuhr der USP-Anlage. Aufgrund von Materialfehlern oder falscher Handlungsweise des Anlagenbetreibers an den Gasflaschen könnte durch undichte Stellen Trägergas ausströmen. Bei der Nutzung von Wasserstoff könnte dieses Ausströmen von Gas in einer Explosion enden, daher wurde die Bedeutung des Fehlers mit 10 bewertet. Die niedrige Risikoprioritätszahl von 60 kommt jedoch dadurch zustande, dass einerseits ein Auftreten als unwahrscheinlich gilt und andererseits die Entdeckungswahrscheinlichkeit hoch ist. Die Bewertung eines ausströmenden Stickstoffes unterscheidet sich hinsichtlich der Fehlerbedeutung eines ausströmenden Wasserstoffs, da eine Explosion hier nicht stattfindet. Auftretens- und Entdeckungswahrscheinlichkeit sind jedoch gleichermaßen bewertet. Die RPZ und das daraus resultierende Sicherheitsrisiko sind aufgrund der Bewertung von (A) und (E), bei der Regulierung der Gaszufuhr gering. Deshalb sind hier keine Verbesserungsmaßnahmen nötig. Die Fehler 6, 8, 9 und 10 weisen hingegen erhöhte Risikoprioritätszahlen auf, wobei die RPZ bei 6, 8, 9 als besorgniserregend zu betrachten sind, da diese einen Wert  $> 250$  haben.

Fehler 6 betrifft die innere Korrosion des Reaktorrohres und weist eine RPZ von 560 auf. Die Wahrscheinlichkeit des Auftretens (A) wurde mit 7 bewertet. Diese steigt in diesem Fall mit dem Anlagenalter bzw. dem Alter des Ofenrohres. Zu Beginn der Inbetriebnahme der Anlage ist die Wahrscheinlichkeit des Auftretens ausgeschlossen. Ohne technische Kontrolle wäre denkbar, dass diese im Laufe der Jahre auch höher wäre, deswegen ist das Team letztendlich zum Entschluss gekommen, diese (A) mit 7 zu bewerten. Die Bedeutung (B) des Fehlers wurde hingegen unter Sicherheit und gesundheitlichen Aspekten mit dem höchsten Wert 10 bewertet. Mit dem Austreten von Aerosol durch korrosiven Lochfraß ist die Gesundheit und Sicherheit höchst gefährdet, wie in dieser Arbeit gezeigt wird. Die Entdeckungswahrscheinlichkeit (E) wurde mit 10 angesetzt, da ein Lochfraß im Inneren des Reaktorrohres kaum zu erkennen ist. Darüber hinaus kann aufgrund der Diffusionsgeschwindigkeit eine Entdeckung ohne geeignete technische Hilfsmittel im schwerwiegenden Fall solange dauern, bis eine Exposition und Explosion nicht mehr zu verhindern wäre.

Fehler 8 weist auf die Gefahr eines Ausfalls der Vakuumpumpe hin. Die RPZ liegt in diesem Fall bei 320. Die hohe Bewertung kommt insbesondere durch eine hohe Bewertung der Entdeckungswahrscheinlichkeit (E) zustande, die mit 10 bewertet wurde. Denn ein Ausfall der Pumpe, während des Betriebes der Anlage, ist schlecht voraussehbar. Die Bedeutung (B) hat einen Wert 6 und die Wahrscheinlichkeit des Auftretens (A) ist mit 2 eher gering bewertet.

Fehler 9 wurde mit einer RPZ von 462 bewertet und befasst sich mit dem Sammeln von Nanopulver am Prozessende der Synthese (in einem elektrostatischen Feld und in einer wässrigen Lösung). Die Wahrscheinlichkeit des Auftretens (A), sowie die Bedeutung (B) wurden mit 9 bewertet. Aufgrund der großen Oberfläche im Verhältnis zum Volumen und der erhöhten Reaktivität sind die Gefahren der Verflüchtigung des gesammelten Pulvers als hoch einzuschätzen. Der Abschlussbericht des Nanosafe- Projektes der EU weist insbesondere auf die Gefahren bei der Sammlung von Pulver hin. Bei der Entdeckungswahrscheinlichkeit (E) wurde ein Wert von 6 angesetzt. Grundsätzlich ist die Entdeckung zwar als hoch einzuschätzen, da die Gefahr allgemein bekannt ist, jedoch ist aufgrund fehlender wissenschaftlicher Studien der genaue Zusammenhang noch unklar. Das Risiko hängt von mehreren Faktoren ab.

Fehler 10 betrifft ebenfalls das Sammeln des Pulvers. Die Wahrscheinlichkeit des Auftretens (A) wurde in diesem Fall mit 6 bewertet, die Bedeutung dieses Fehlers mit 9, da die Sicherheit und Gesundheit im höchsten Maße gefährdet ist. Die Entdeckungswahrscheinlichkeit (E) wurde mit 3 bewertet und somit ergibt sich eine Risikoprioritätszahl von 162.

#### 4 ZUSAMMENFASSUNG

Das Verhalten nanoskalierter metallischer Partikel hinsichtlich Explosionsfähigkeit und Pyrophorizität wird allgemein als erhöht angesehen. Die Untersuchungen haben in Bezug auf das Oxidationsverhalten des hergestellten Nanosilbers keine Gefahren aufgrund von Pyrophorizität oder Spontanentzündung durch Oxidation ergeben. In der Literatur sind pyrophore und explosionsfähige Nanopartikel bekannt (z.B. Aluminiumnanopulver). Für die Zündung von Staubwolken aus Aluminiumnanopartikeln wird weniger Energie benötigt, als bei Staubwolken durch mikroskalierte Partikel. Außerdem ist die Volatilität der Nanopartikel deutlich erhöht. Dies hat einerseits zur Folge, dass die Gefahr von entstehenden Stäuben aus Nanopartikeln bei der Sammlung des Produktes nach der Synthese hinsichtlich Explosionsgefahr deutlich erhöht ist und andererseits, dass die Nanopartikel deutlich länger in der Atmosphäre verbleiben können und die Gefahrendauer über mehrere Tage bestehen kann.

Nanopartikel führen zu anderen Entzündungen als makroskalige Partikel und verteilen sich anders im Körper. Besonders die Lunge ist einer erhöhten Gefahr durch eine Desposition von Nanopartikeln ausgesetzt, deshalb sollte eine Inhalation von Nanopartikeln vermieden werden. Bei dem Sammeln des Pulvers sollte unbedingt unter dem Abzug gearbeitet werden, da während der Synthese von Nanopulvern mit einer USP-Anlage Partikeldurchmesser im Bereich der MPPS hergestellt werden, die durch Atemschutzfilter der Klasse FFP3 nicht ausreichend gefiltert werden können. In der durchgeführten FMEA wurde ersichtlich, dass die Gefahr einer undichten Stelle der Anlage durch Lochfraß des Reaktorrohres oder eines Ausfalls der Vakuumpumpe durch Verschleiß deutlich erhöht ist. Ebenfalls zeigte die FMEA, dass beim Sammeln des Pulvers die größten Gefahren entstehen können. Insgesamt gesehen erkennt man, dass eine erhöhte Sicherheits- und Gesundheitsgefahr dann besteht, wenn die Nanopartikel sich ungehindert in der Luft verteilen können. Deshalb sollte dies unbedingt vermieden werden.

#### 5. LITERATUR

- Oberdörster, G., Oberdörster, E. & Oberdörster, J. (2005) Nanotoxicology: An Emerging discipline evolving from studies of ultrafine particles, *Environon Health Perspect* 113 (7), 823-39.
- Stopic, S., Friedrich, B., Volkov, T., & Raic, K. (2010) Mechanism and kinetics of nanosilver formation by ultrasonic spray pyrolysis- Progress report after a successful up-scaling, *Metall 10*, First part, 419-426.
- Stopic, S., Friedrich, B. & Dvorak, P. (2006) Synthesis of nanosized spherical silver powder by ultrasonic spray pyrolysis, *Metall* 60, 6, 377-382.

# Zerlegung von Flachbildschirmen mittels Lasertechnik

S. Flamme, G. Walter & K. Eckstein

Labor für Abfallwirtschaft, Siedlungswasserwirtschaft und Umweltchemie (LASU) der Fachhochschule Münster, Münster, Deutschland

**KURZFASSUNG:** Die in den vergangenen Jahren stark gestiegenen Absatzzahlen von Flachbildschirmen und die sich daraus ergebenden Abfallmengen machen einen Ausbau der Entsorgungskapazitäten für End-of-Life-Flachbildschirme zwingend erforderlich. Auf Grundlage von veröffentlichten Absatzzahlen wurde eine Prognose des Abfallmengenpotenzials erstellt. Dabei wurde der zukünftige Markt der Flachbildschirme in zwei Szenarien abgeschätzt. Mithilfe von durchschnittlichen Stückgewichten und Ausfallkurven wurde ein dynamisches Berechnungsmodell zur Ermittlung des Gesamtpotenzials der anfallenden Abfallmenge aufgestellt. Um der Gefahr des Sekundärrohstoffverlustes zu begegnen und dabei auch die steigenden Abfallmengen wirtschaftlich bei Einhaltung des Arbeits- und Umweltschutzes aufbereiten zu können, sind neue Ansätze erforderlich. Mit dieser Zielsetzung wird an der FH Münster die Zerlegung von Flachbildschirmgeräten mittels Lasertechnologie untersucht.

## 1 EINLEITUNG

Unsere Gesellschaft ist zunehmend von Metallen und Mineralien abhängig, die nur in sehr geringen Konzentrationen in der Erdkruste vorkommen. Relevante Zukunftstechnologien aus unterschiedlichen Lebensbereichen wie Energieversorgung, Mobilität, Kommunikation und Unterhaltung sind auf eine gesicherte Versorgung mit Metallen wie Germanium, Tantal und Indium angewiesen. Elektro- und Elektronikaltgeräte sind auf Grund ihrer zunehmenden Gehalte an strategisch relevanten Spurenmetallen eine wichtige Quelle für die Sekundärgewinnung der vorgenannten Metalle. Gleiches gilt auch für die ebenfalls vorhandenen mengenrelevanten Kunststoffe.

Flachbildschirme als LCD- oder Plasma-Bildschirme haben die klassische Kathodenstrahlröhre als TV-Gerät oder auch als Computer-Monitor mittlerweile abgelöst. Bereits im Jahr 2004 wurden erstmals mehr PCs mit Flachbildschirmen als mit herkömmlichen Monitoren verkauft. Der Absatz von LCD- und Plasma-TVs stieg nach Angaben des Bitkom-Verbandes (Bitkom, 2007) von 1,6 Mio. im Jahr 2005 auf 3 Mio. pro Jahr an (Tendenz weiter steigend), so dass in deutschen Haushalten derzeit über 30 Mio. Flachbildfernseher vorhanden sind. Der überwiegende Anteil der verkauften Flachbildschirme (mehr als 75 %) basiert dabei auf LCD-Technologie. Die konkurrierende Plasmatechnologie wird, trotz unbestrittener Vorteile bei Format und Bildqualität, aufgrund von Defiziten in Sachen Herstellungskosten, Energieverbrauch, Gewicht, Lebensdauer und Zerbrechlichkeit eher ein Nischenprodukt bleiben. Unklar ist derzeit noch die zukünftige Relevanz von sogenannten OLED-Bildschirmen (*engl.: Organic Light Emitting Diode*), die die LCD-Technologie mittelfristig ablösen sollen. Die Vorteile von OLED-Geräten liegen in Bildschärfe, Energieverbrauch und Format (deutlich flacher und leichter als LCD). Ein Problem stellen derzeit noch die Produktionskosten und die vergleichsweise geringere Lebensdauer dar.

Diese immer neuen Entwicklungen in der Bildgebungstechnologie führen auch zu immer kürzeren Produktlebenszyklen.

Der Technologiewechsel von Röhren- zu Flachbildschirmen bei PC Monitoren und TV-Geräten bringt auch neue Herausforderungen in der Entsorgung mit sich: Mittelfristig sind drastisch steigende Entsorgungsmengen bei Flachbildschirmen zu erwarten.

Die in den nächsten Jahren zu entsorgenden Geräte beinhalten große Mengen an umweltgefährdenden Metallen, wie Quecksilber, das sich in der sehr bruchempfindlichen Hintergrundbeleuchtung (Kaltkathodenfluoreszenzlampen oder CCFL) befindet. Dieses wird bei fehlerhafter Öffnung der Geräte leicht freigesetzt und gefährdet die Mitarbeiter. Langfristig ist zwar, bedingt durch den Technologiewandel von CCFL-Hintergrundbeleuchtung zu LEDs eine Abnahme des Gefährdungspotenzials zu erwarten, jedoch ohne dass dies zeitlich genau terminiert werden kann.

Der Gesetzgeber verlangt die Separation schadstoffhaltiger Komponenten.

Die verwendeten Kunststoffe sowie seltenen Metalle (z.B. Indium) stellen ein hohes Wertstoffpotenzial dar. Mit dem Wechsel von CCFL (Kaltkathodenfluoreszenz-lampen) zu LED Hintergrundbeleuchtung kommen weitere seltene Metalle, wie z.B. Gallium aus den LEDs, hinzu.

## 2 PROJEKT

Im Labor für Abfallwirtschaft, Siedlungswasserwirtschaft und Umweltchemie (LASU) an der Fachhochschule Münster wird gemeinsam mit dem Laserzentrum der FH Münster und Partnern aus der Praxis die Zerlegung von Flachbildschirmen untersucht. In dem, im Auftrag des Ministeriums für Innovation, Wissenschaft und Forschung des Landes NRW, durchgeführten Vorhaben werden neben einer Prognose über zukünftige Anfallmengen für Flachbildschirmgeräte auch erste Rahmendaten für die Laseranwendung beim Aufschluss dieser Geräte erhoben.

Zielsetzung hierbei ist:

- die hohe Wertschöpfung der einzelnen Fraktionen zu gewährleisten,
- Umwelt-/Arbeitsschutzrisiken zu minimieren und
- auch langfristig eine wirtschaftliche Effizienz zu gewährleisten.

Die angestrebte selektive Zerlegung ist eine wichtige Grundlage für die Rückgewinnung von Indium aus den Displays und die gezielte Entnahme von weiteren Bauteilen (z.B. Leiterplatten) mit werthaltigen Metallen wie Gold, Silber und Palladium.

Folgende Geräte Kategorien werden im Rahmen des Projektes betrachtet:

- Flachbildfernseher (LCD- und Plasma-Geräte),
- LCD-Monitore und
- Notebooks.



Abb. 1: Laserschneidversuch am Laserzentrum der FH Münster

Der Einsatz von Lasertechnik zur Zerlegung von Bildschirmen ist nicht grundsätzlich neu, bezieht sich jedoch heute ausschließlich auf konventionelle Kathodenstrahlröhren.

Diese Technologie weist im Vergleich zur mechanischen Trennung folgende Vorteile auf:

- der hohe Automatisierungsgrad von CNC-Laseranlagen schließt Gesundheitsgefährdungen für das Personal aus,
- die Lasertrennung sind für Glas und Kunststoffe deutlich schneller als alternative Schneidetechniken (z.B. Faktor 5 bei der Zerlegung von klassischen Bildröhren),
- umweltgefährdende Stoffe können separat aufgefangen und entsorgt werden,
- die Anwendung des Lasers erfolgt berührungslos, ist somit verschleißfrei und ergibt höhere Standzeiten im Vergleich zu Sägetechniken, da u.a. unterschiedliche Materialien gleichzeitig geschnitten werden müssen und
- sauberer Aufschluss der Geräte und damit sortenreiner Zugriff auf die verschiedenen werthaltigen Bauteile und Werkstoffe.

### 3 PROGNOSE DER ABSATZ- UND ABFALLMENGEN

Die Entwicklung von Verwertungsstrategien für Flachbildschirme erfordert die Abschätzung der zu erwartenden Abfallmenge. Auf Grundlage der veröffentlichten Absatzzahlen wurde vom LASU eine Prognose des Abfallmengenpotenzials erstellt. Dazu wurde der zukünftige Markt der Flachbildschirme in zwei Szenarien abgeschätzt. Mithilfe von durchschnittlichen Stückgewichten und Ausfallkurven wurde ein dynamisches Berechnungsmodell zur Ermittlung des Gesamtpotenzials der anfallenden Abfallmenge aufgestellt.

#### 3.1 Absatzprognose

Grundlage des Berechnungsmodells zur Prognose des Abfallmengenpotenzials aus Flachbildschirmen sind Absatzprognosen auf der Basis von bisherigen Verkaufszahlen (GfK 2012) und sonstigen Literaturquellen (Displaysearch 2012). Nach dem Boom der Flachbildschirmverkäufe in Deutschland bis etwa zum Jahr 2009 wird für die Zukunft bis zum Jahr 2030 eher ein moderates Marktwachstum von etwa einem Prozent pro Jahr angenommen. Ausgehend von den in 2011 verkauften etwa 19,2 Mio. Flachbildschirmgeräten wird die gesamte verkaufte Menge in 2030 bei ca. 23 Mio. Stück liegen.

Welche Bedeutung die OLED-Bildschirme zukünftig besitzen werden, ist derzeit noch nicht abzusehen, so dass hierüber zwei Szenarien erstellt wurden.

Bei dem Szenario 1 wird davon ausgegangen, dass die bislang führende LCD-Technologie von der neu entwickelten OLED-Technologie nahezu vollständig abgelöst wird. Voraussetzung dafür ist, dass es den Herstellern gelingt, OLED-Bildschirme durch Herabsetzen der Produktionskosten und Erhöhung der durchschnittlichen Lebensdauern für den Massenmarkt tauglich zu machen. Im Jahr 2030 werden dann die derzeit etablierten Bildschirmtechnologien bei diesem Szenario nur eine untergeordnete Rolle spielen.

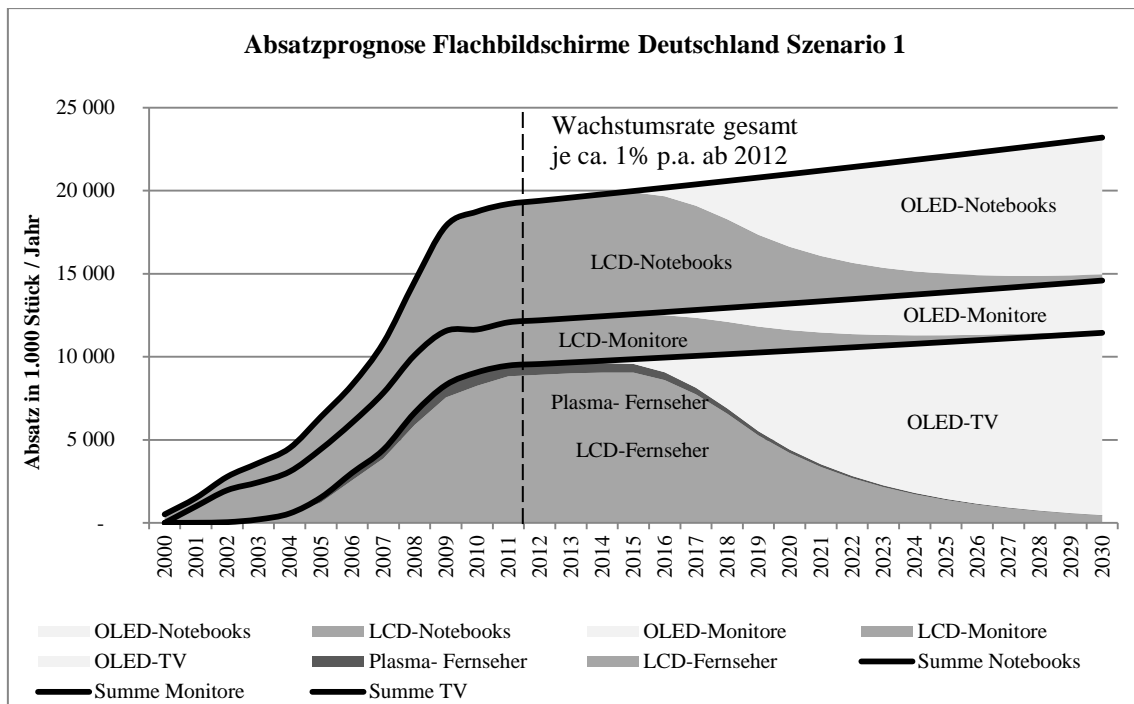


Abb. 2: Absatzprognose Flachbildschirme in Deutschland Szenario 1

Im Szenario 2 wird davon ausgegangen, dass die OLED-Technologie sich trotz der Vorteile nicht am Markt durchsetzen wird, da die Produktionskosten und die Lebensdauern nicht ausreichend angepasst werden können. Somit würden sich OLED-Geräte auch langfristig eher zu Nischenprodukten entwickeln.

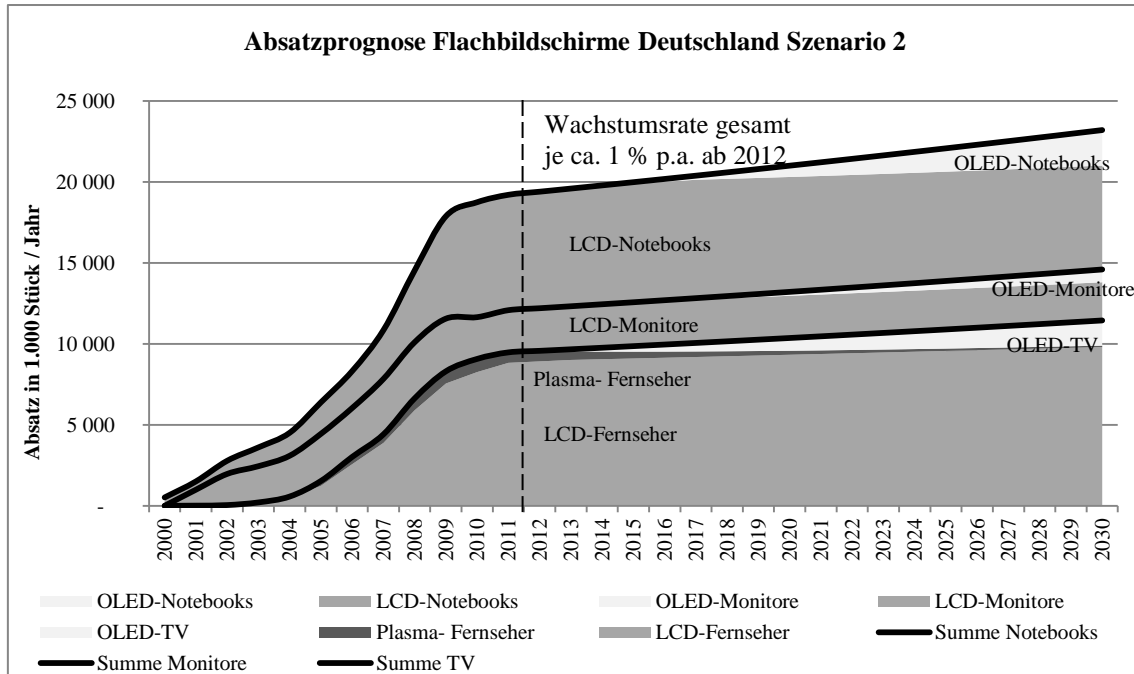


Abb. 3: Absatzprognose Flachbildschirme Deutschland Szenario 2

### 3.2 Abfallmengenprognose

Aus den oben dargestellten Absatzprognosen wurde mithilfe eines dynamischen Berechnungsmodells das Abfallmengenpotenzial je Szenario ermittelt. Neben durchschnittlichen, über die

Jahre veränderlichen, Stückgewichten wurden Ausfallkurven zugrunde gelegt, die je nach Gerätart und Betriebsjahr einen festgelegten Anteil an Geräten beschreiben, welcher sich noch in Betrieb befindet.

Die errechneten Abfallmengen liegen zwischen etwa 167.000 Tonnen beim Szenario 1 (Peak um das Jahr 2023) und etwa 205.000 Tonnen beim Szenario 2 (Peak im letzten Betrachtungsjahr 2030). Bei dem Szenario 2 ist die erwartete Abfallmenge langfristig größer, da LCD-Bildschirme verglichen mit OLED-Bildschirmen ein höheres Stückgewicht haben. Aus dem gleichen Grund sinkt beim Szenario 1 die jährliche Abfallmenge etwa ab dem Jahr 2024.

Diese Werte sind, verglichen mit Prognosen aus Nachbarländern, z.B. der Schweiz (EMPA 2011), eher gering.

Eine Plausibilitätsprüfung der Prognose mittels der Angaben der Stiftung Elektro-Altgeräte-Register (ear) über die aktuell gesammelten Mengen und verschiedener Entsorgungsunternehmen, zeigt ein differenziertes Bild bei den verschiedenen Gerätearten. So liegt der Anteil der aktuell erfassten Menge an LCD- und Plasma-Fernsehgeräten bei etwa fünf Gew.-% der angelieferten TV-Geräte und damit niedriger als die prognostizierte Menge. Eine mögliche Erklärung dafür könnte sein, dass bei Neuanschaffung die ausgedienten Geräte weiterhin als Zweit- oder Drittgeräte genutzt werden.

Dagegen decken sich die errechneten Mengen für die aktuell gesammelten PC-Monitore und Notebooks mit den Angaben der ear und der Entsorgungsunternehmen. Bei Notebooks wird die durchschnittliche Lebensdauer maßgeblich von der Rechnereinheit bestimmt, welche einer schnelllebigeren Entwicklung unterliegt und damit schneller überholt ist. Zudem sind Notebooks einem vergleichsweise hohen Verschleiß ausgesetzt.

#### 4 ZUSAMMENSETZUNG VON FLACHBILDSCHIRMEN

Die prozentuale Zusammensetzung und die enthaltenen Bauteile von Flachbildschirmen unterscheiden sich entsprechend der unterschiedlichen Primärfunktionen und Größen. Nach verschiedenen Literaturquellen macht das LCD-Display, in dem sich die Indium-Zinn-Oxid Schichten (ITO) befinden, 6 bis 9 %, bei Notebooks bis zu 19 % aus (IUTA (a) 2011, IUTA (b) 2011, EMPA 2011, Huisman et al. 2007, Cryan et al. 2010, Grieger 2010). Die neben den Fe- und NE-Metallen vorhandenen erheblichen Kunststoffanteile mit teilweise bis zu 44 Gew.-% bestehen aus unterschiedlichen Kunststoffarten und sind nur bei sehr sortenreiner Gewinnung umfassend und wirtschaftlich zu verwerten.

#### 5 DERZEITIGE PRAXIS BEI DER AUFBEREITUNG VON FLACHBILDSCHIRMEN

Die derzeitige Praxis in Deutschland bei der Erfassung der Flachbildschirme in 30 – 40 m<sup>3</sup> Wechselcontainern hat zur Folge, dass eine Vielzahl von Geräten hier bereits zerstört werden (ca. 30 – 40 %) und somit das in der CCFL- Hintergrundbeleuchtung enthaltene Quecksilber emittieren kann (Grieger 2010). Dies beeinträchtigt auch den Erfolg der nachgeschalteten Aufbereitung.

Die Zerlegung erfolgt derzeit noch weitgehend manuell und besteht im Regelfall aus mindestens acht Einzelschritten, die wie folgt zusammengefasst werden können:

- manuelles Öffnen der Geräte,
- Entfernen des Rahmens,
- Separation der Teilkomponenten und
- Zerstörung des hoch mit Quecksilber belasteten, sehr bruchempfindlichen Leuchtpanels unter einer Absaugung oder die vorsichtige Entnahme der Leuchtstoffröhren.

Der, bedingt durch die unterschiedlichen Bauarten der Geräte bzw. Konstruktionselemente, hohe personelle Aufwand (Durchsatzleistung < 15 Geräte/ (Mitarbeiter und Stunde)) lässt sich nur aufgrund der derzeit noch geringen Rücklaufmengen an Flachbildschirmgeräten in den Aufbereitungsanlagen (Anteil bei TV-Geräten < 5 %, bei PC-Monitoren < 10 % an der Gesamtstücklaufmenge) darstellen.



Alternative Aufbereitungskonzepte sehen zunächst eine Zerkleinerung der gesamten Geräte unter Kapselung und Absaugung vor. Anschließend erfolgt eine weitgehend automatisierte Sortierung der Einzelfractionen. Hierbei ist von einer Minimierung der Gefährdung der Mitarbeiter durch Quecksilberemissionen auszugehen. Andere Konzepte, bei denen nach einer händischen Zerlegung der Teilkomponenten und der Entfernung der Hintergrundbeleuchtung das Display zerkleinert und anschließend dessen Einzelfractionen automatisch sortiert werden, befinden sich derzeit noch in der Entwicklung (IUTA (a) 2011). Der Aufwand für die Trennung der nach der Zerkleinerung vorliegenden Materialgemische ist vergleichsweise hoch. Aktuell werden die Kunststoffe eher wieder in minderwertigen Produkten eingesetzt (z.T. im Ausland) oder thermisch behandelt. Neben der Frage der Vermarktbarkeit, z.B. bei den Kunststoffgemischen, besteht bei den Verfahren mit Zerkleinerung insbesondere auch die Gefahr des Verlustes der werthaltigen Metalle. Es konnte bereits festgestellt werden, dass sich z.B. Indium bei der Zerkleinerung der LCD-Displays besonders in den Korngrößen  $< 1\text{mm}$  ansammelt (IUTA 2011), was die Gefahr von Verlusten erhöht. Gleichzeitig ist vor allem bei den Shredderverfahren eine Kontamination durch die quecksilberhaltige CCFL-Hintergrundbeleuchtung nicht auszuschließen. Im Hinblick auf die Rückgewinnung von Indium ist die Separierung des LCD-Panels aus dem Gerät der entscheidende Schritt, da sich das eingesetzte Indium in diesem Bauteil konzentriert. Jedoch machen der schichtartige Aufbau des LCD-Panels und der enge Verbund der unterschiedlichen Materialien eine Anreicherung mit konventionellen mechanischen Verfahren schwierig und bisher unwirtschaftlich (vor allem angesichts der derzeit noch geringen Rücklaufmengen (s.a. EMPA 2011). Aufgrund der geringen Indiumkonzentrationen im LCD-Panel ist aber eine weitere Separierung der Materialien bzw. eine Aufkonzentration nötig.

## 6 SCHLUSSFOLGERUNG

Die in den vergangenen Jahren stark gestiegenen Absatzzahlen von Flachbildschirmen und die sich daraus ergebenden Abfallmengen machen einen Ausbau der Entsorgungskapazitäten für End-of-Life-Flachbildschirme zwingend erforderlich. Zielsetzung sollte hierbei neben der Einhaltung des Arbeits- und Umweltschutzes auch eine möglichst hohe Sekundärrohstoffrückgewinnung sein. In diesem Zusammenhang bereits durchgeführte Versuche mit der Lasertechnologie im Rahmen des vorgestellten Projektes zeigen, dass grundsätzlich die verschiedenen Gerätetypen zerlegt werden können und so ein sortenreiner Aufschluss der werthaltigen Komponenten erfolgen kann.

## LITERATUR

- Bitkom (2007) Pressemitteilung „Deutsche kaufen erstmals mehr Flachbildfernseher als Röhrengeräte“ online: [http://www.bitkom.org/de/presse/49919\\_43602.aspx](http://www.bitkom.org/de/presse/49919_43602.aspx).
- Cryan, J., Freegard, K., Morrish, L., Myles, N. (2010) Final report on the demonstration trials into Flat Panel Display recycling technologies, September 2010.
- Displaysearch (2012) <http://www.displaysearch.com>.
- EMPA (2011) Entsorgung von Flachbildschirmen in der Schweiz. Schlussbericht, März 2011.
- GfK (2012) CEMIX (Consumer Electronics Market Index), [http://www.gfkt.com/de/maerkte/consumer\\_electronics/cemix/index.de.html](http://www.gfkt.com/de/maerkte/consumer_electronics/cemix/index.de.html).
- Grieger, S.(2010) Herausforderungen beim Recycling von LCD Displays, bvse Jahrestagung Hamburg, 29. September 2010.
- Huisman, J., Magalini, F., Kuehr, R., Maurer, C., Ogilvie, S., Poll, J., Delgado, C., Artim, E., Szlezak, J., Stevels, A. (2007) 2008 Review of Directive 2002/96 on Waste Electrical and Electronic Equipment (WEEE), Bonn 2007.
- IUTA (a) (2011) (Institut für Energie- und Umwelttechnik e.V), FEM (Forschungsinstitut Edelmetalle und Metall-chemie): Abschlussbericht für das IGF-Forschungsvorhaben 16040 N: Metallurgische Rückgewinnung von Indium, Gallium und Germanium aus Elektronikschrott und Entwicklung entsprechender Aufarbeitungsmethoden für die Verwertungsindustrie, 2011 online: [http://www.veu.de/files/abschlussbericht\\_16040\\_n.pdf](http://www.veu.de/files/abschlussbericht_16040_n.pdf).
- IUTA (b), Blauth, F., Prause, H.J., Schiemann, B., Walter, E. (2011) Handbuch: Verwertung von LCD-Geräten, Mai 2011.

# Untersuchungen zum Erweiterungspotential einer EAG-Aufbereitungsanlage

A. Curtis  
*Saubermacher Dienstleistungs AG,  
Feldkirchen bei Graz, Österreich*

S. Lukas & G. Kreindl  
*Institut für Nachhaltige Abfallwirtschaft  
und Entsorgungstechnik (IAE),  
Montanuniversität Leoben, Leoben, Österreich*

H. Schwarz & A. Schmid  
*Montanuniversität Leoben, Lehrstuhl für Aufbereitung und Veredlung, Leoben, Österreich*

**KURZFASSUNG:** Die Fa. Saubermacher betreibt am Standort Unterpremstätten eine Elektroaltgeräte (EAG)-Aufbereitungsanlage. Entwicklungen des Rohstoffmarktes aber auch zukünftige Anforderungen seitens der Gesetzgebung und des Umweltschutzes machen eine tiefere Aufbereitung der Elektroaltgeräte in der Anlage notwendig. Um eine zweite Ausbaustufe der Anlage optimal planen zu können, wurde eine umfassende Stoffstromanalyse nach ÖNORM S 2096, eine Merkmalsklassenanalyse sowie zahlreiche Versuche mit in Frage kommenden Aufbereitungsaggregaten durchgeführt. Die Erkenntnisse aus diesen Arbeiten sind in die Planung der zweiten Ausbaustufe, die im Herbst 2012 in Betrieb gehen wird, eingeflossen.

## 1 EINLEITUNG

Die vergangenen Jahrzehnte zeigen einen stark ansteigenden Bedarf an Haushaltsgeräten mit elektrischen und elektronischen Bauteilen, eine ständig steigende Ausstattung von Industrie und Haushalt mit Geräten zum Messen, Steuern und Überwachen mit Hilfe von Informationstechnik, sowie einen breiten Einsatz von Unterhaltungselektronik. Dies führt zu einer höheren Anzahl an defekten und ausgemusterten Bauteilen und Geräten, welche sich in einer hohen Typenvielfalt und komplexen Mischungen an verbauten Werkstoffen und Bauteilen präsentieren. Ebenso stellen diese Geräte, mit ihren Größenunterschieden zwischen Mobiltelefon und Klimaanlage, komplexe Gebilde aus Wertstoffen sowie Schadstoffen dar, welche eine hohe Bandbreite an aufbereitungstechnischen Verfahren zur Entfrachtung/Anreicherung erfordern.

Die Sammlung und Aufbereitung dieser Elektro(nik)-Altgeräte wurde durch die Errichtung einer Aufbereitungsanlage für Elektro(nik)-Altgeräte durch die Firma Saubermacher Dienstleistungs AG am Standort Unterpremstätten im Jahr 2010 Rechnung getragen. Durch kontinuierliche Entwicklungen des Rohstoff- und Bedarfsmarktes sieht sich die Firma SDAG veranlasst, das bestehende Konzept der Aufbereitungsanlage in einer zweiten Ausbaustufe zu ergänzen um den marktwirtschaftlichen Anforderungen unter der Berücksichtigung der einschlägigen Gesetzgebung gerecht werden zu können. Hierfür wurden Anlagen- und Materialuntersuchungen durchgeführt, welche als Ausgangskennwert für eine optimierte Wertstoffanreicherung genutzt werden. Die gewonnenen Erkenntnisse sind in die Planung der zweiten Ausbaustufe, die im Herbst in Betrieb gehen wird, eingeflossen.

## 2 BESTEHENDE ANLAGE

Die Anlage setzt dabei dem Stand der Technik entsprechend auf eine unter dem Namen „Standardverfahren für Elektro(nik)-Altgeräte“ bekannte Prozessführung, welche durch die aufbereitungstechnischen Grundprozesse:

- Zerkleinerung,
- Klassierung und
- Sortierung,

gekennzeichnet ist.

Der Prozess beginnt mit der Bodensortierung und Bandsortierung nach Anlieferung auf das Betriebsgelände der SDAG wobei auf händischem Wege Kunststoffe Kabel, Störstoffe, schadstoffhaltige Bauteile, etc. entfernt werden. Die entfrachtete Fraktion wird anschließend einem Querstromzersetzer (QZ) zugeführt, wo mithilfe von rotierenden Ketten ein Aufschluss des Gutes erreicht wird (Zerkleinerung). Ein nachfolgendes Kreisschwingsieb (Sieb 1) trennt die in der weiteren Prozesskette störende Feinfraktion ab. Die Klassierung erfolgt bei einem Trennschnitt von 12 mm. Der Siebdurchgang wird aufgefangen und als „Feinanteil“ bezeichnet. Der Rückstand des Siebes wird einem Aushebeschwachfeldscheider (Magnet 1) zugeführt (Stoffstromtrennung) und die erzeugten Fraktionen „unmagnetisch“ sowie „magnetisch“ auf langsam laufenden Gurtförderbändern per Hand sortiert. Der Sortierrest aus der Sortierung der Fraktion „unmagnetisch“ wird als „Durchlauf“ bezeichnet. Dieser Stoffstrom, der über 30 % der Inputmenge ausmacht, wird ohne weitere Aufbereitungsschritte vermarktet.

Die erzeugten Produkte werden in Sortierboxen (Einwurfboxen) gesammelt, welche per Radlader entleert werden.

### 3 ANLAGEN- UND MATERIALUNTERSUCHUNGEN/POTENTIALABSCHÄTZUNG

Bei der Entwicklung und Realisierung von Aufbereitungsanlagen für Elektro(nik)-Altgeräte stehen marktwirtschaftliche Aspekte, also die Erzeugung von absetzbaren Produkten (Konzentraten), im Vordergrund. Bei der Erweiterung der Elektro(nik)-Altgeräteaufbereitungsanlage der SDAG in Unterpremstätten wurden dazu zwei in der Praxis erprobte Analysemethoden eingesetzt, welche zur Umsetzung dieser aufbereitungstechnischen Fragestellung Anwendung fanden.

Zum Einsatz kamen aufbereitungstechnische Untersuchungen mittels „Merkmalsklassenanalyse“, sowie die Stoffstromanalyse und Bilanzierung unter Verwendung der ÖNORM S 2096. Der Bilanzraum der Stoffstromanalyse erfasste dabei die gesamte vorhandene Anlage, wohingegen die aufbereitungstechnischen Untersuchungen als orientierende Maßnahme im Labor-, Technikums- und Industriemaßstab betrieben wurden, um Lösungen für eine optimierte Anreicherung von Wertstoffen aus den betriebsinternen Restfraktionen (Durchlauf und Feinanteil) erarbeiten zu können.

Sowohl Stoffstromanalyse als auch Merkmalsklassenanalyse wurden in Form von universitären, wissenschaftlichen Arbeiten ausgeführt. Zur Durchführung dieser Arbeiten wurden zwei Forschungseinrichtungen an der Montanuniversität Leoben (Lehrstuhl für Aufbereitung und Veredlung und Institut für Nachhaltige Abfallwirtschaft und Entsorgungstechnik) beauftragt, welche sich durch ihre jeweiligen Spezialisierungen als geeigneter Partner zur Anwendung der jeweiligen Analysemethoden präsentieren. Ergänzend wurden großtechnische Versuche mit potentiellen Kernaggregaten (Zerkleinerer, Nahinfrarot (NIR)-Sorter, optische Sorter, Nichteisenmetall (NE)-Abscheider, etc.) durchgeführt.

#### 3.1 Stoffstrombilanzierung mittels ÖNORM S 2096

Die unter dem Titel „Bilanzierung einer Elektroaltgeräte- (EAG) Aufbereitungsanlage mittels Stoffstromanalyse“ verfasste wissenschaftliche Arbeit (bislang unveröffentlicht), beruht auf der ÖNORM S 2096 Stoffstrombilanzierung. Um die Massenverteilung der Stofffraktionen aus der Anlage zu bestimmen wurden diese in einem definierten Zeitraum verwogen. Zusätzlich erfolgte eine Auswertung von Daten aus dem Anlagenbetrieb seit der Inbetriebnahme. Die Zusammensetzung der „sortenrein“ gewonnenen Fraktionen wie Aluminium, Kupfer, Leiterplatten, etc. wurde aus der Literatur entnommen aber auch aus Angaben der belieferten Verwerter. Ein Aufschluss dieser Materialien (z.B. Transformatoren, E-Motoren, etc.) kann nur mit unverhältnismäßig hohem Aufwand erfolgen, die Zusammensetzung dieser Produkte wurde aus diesem Grund abgeschätzt. Der Schwerpunkt der Untersuchungen lag auf dem Durchlauf und dem Feinanteil < 12 mm, da hier noch ein großes Wertstoffpotential vermutet wurde. Diese sehr heterogenen Fraktionen, die zusammen fast 40 % der Inputmaterialmenge ausmachen, wurden gemäß ÖNORM S 2123-1, 2003 (Beprobung von Haufen), respektive ÖNORM S 2123-3, 2003 (Beprobung fester Abfälle aus Stoffströmen) untersucht. Dabei ist der Feinanteil zwar in Bezug

auf die Inhaltsstoffe heterogen, jedoch die Korngröße betreffend homogen, während der Durchlauf sowohl Materialien als auch die Korngröße betreffend, äußerst heterogen ist.

### 3.2 *Aufbereitungstechnische Untersuchungen mittels „Merkmalsklassenanalyse“*

Die unter dem Titel „Aufbereitungstechnische Untersuchungen zu Optimierung- und Erweiterungspotentialen einer Aufbereitungsanlage für Elektronik- und Elektroaltgeräte“ verfasste Arbeit (bislang unveröffentlicht), setzt den aufbereitungstechnischen Ansatz der Merkmalsklassenanalyse ein, um Inhaltseinheiten und Inhaltsausbringen von Eisen-, Nichteisenmetallen und Kunststoffen des Durchlaufes bei vorgeschalteter Zerkleinerung zu ermitteln. Hierfür wurden eine repräsentative Monatssammelprobe des Durchlaufes mittels Radialspaltrotorschere zerkleinert, eine Probe vom Haufwerk gezogen und diese anschließend mittels folgender Methoden untersucht:

- Magnetscheidung,
- Wirbelstromscheidung,
- Nahinfrarotsortierung und
- manuelle Nachsortierung.

Das als Feinanteil bezeichnete Produkt, welches am Gelände der SDAG in einem Bunker gesammelt wird, wurde nach erfolgter Probenahme aus dem Haufwerk durch Magnetscheidung sortiert. Die Produkte der Laboranalyse von Durchlauf und Feinanteil wurden jeweils unter Zuhilfenahme der Siebanalyse einer Merkmalsklassenanalyse unterzogen.

### 3.3 *Aufbereitungstechnische Versuche von Kernaggregaten*

Um die Eignung der Kernaggregate wie Zerkleinerer oder optische Sorter zu untersuchen, wurden umfangreiche Versuchsreihen an Großanlagen durchgeführt. Auf folgende Punkte wurde bei den Tests der Zerkleinerungsaggregate besonderes Augenmerk gelegt:

- Qualität des zerkleinerten Materials (Fein- bzw. Staubanteil),
- Betriebsstörungen,
- Durchsatzleistung,
- Verschleiß durch das Probematerial insbesondere in Hinblick auf Ausbrechen der Messer,
- Umgang mit Störstoffen und Definition,
- Simulation eines Störfalles durch bewusstes Einbringen eines Störstoffes,
- Wartungsarbeiten und deren Durchführung und
- Genereller subjektiver Eindruck der Maschine während des Versuchs.

Als besonders kritisch wurde der hohe Gehalt an massiven metallischen Störstoffen (Abb. 1) im Durchlauf angesehen.



Abb. 1: Metallische Störstoffe

## 4 ERGEBNISSE

### 4.1 Sortierleistung der Anlage

Die Sortierleistung ist bei Eisen (Fe) am besten. Es verbleiben nur 4 % des Gesamtfracht im Durchlauf der Anlage, wovon die Hälfte in Form von Verbunden vorliegt. Auch die 10 bis 14 % Eisengehalt der Feinfraktion liegen zum Teil noch als Verbund vor, und wäre nur durch weitere Aufbereitungsstufen ausschöpfbar und repräsentieren insgesamt nur ca. 0,1 % der Inputeisenfracht. Die gute Sortierleistung beim Eisen lässt sich dadurch erklären, dass ein Großteil des Eisens maschinell zurückgewonnen wird, denn nach der Magnetscheidung müssen nur noch Nicht-Eisen-Metalle entfernt werden.

Beim Aluminium hingegen werden von den 100 % an Inputfracht nur 25 % aussortiert. 75 % verbleiben im Durchlauf. 0,56 % der Inputfracht finden sich in der Feinfraktion wieder.

Von der Kupferfracht (100 %), die der Anlage zugeführt werden, verbleiben zwar 75 % in den Wertfraktionen, doch ca. 25 % des Kupfers ist nach der Behandlung noch im Durchlauf enthalten und wird somit nicht wiedergewonnen. Lediglich 0,3 % der Inputkupferfracht finden sich im Feinanteil wieder. Kupfer ist im Gegensatz zu Eisen nicht in handlichen Stücken vorhanden, sondern meist in Form von Kabeln und Drähten. Der Aufschluß dieser im Querstromzerspaner ist mangelhaft, was dazu führt, dass sich Drähte mit anderen Materialien verheddern und neue Verbunde bilden.

Leiterplatten werden gut aus den EAG herausgelöst und aufgeschossen, können jedoch nur zu 50 % aussortiert werden. Der Rest, bestehend aus kleineren Bruchstücken gelangt somit in den Durchlauf. Eine Verringerung des Aufschlussgrades ist nicht Zielführend, da sonst viele Leiterplatten gar nicht aus ihrem Verbund gelöst werden würden.

### 4.2 Wertstoffpotential Feinfraktion

Die Stoffstromanalyse zeigt ein erhebliches Wertstoffpotential im Feinanteil und vor Allem im Durchlauf wie nachfolgende Abb. 2 und 3 zeigen.

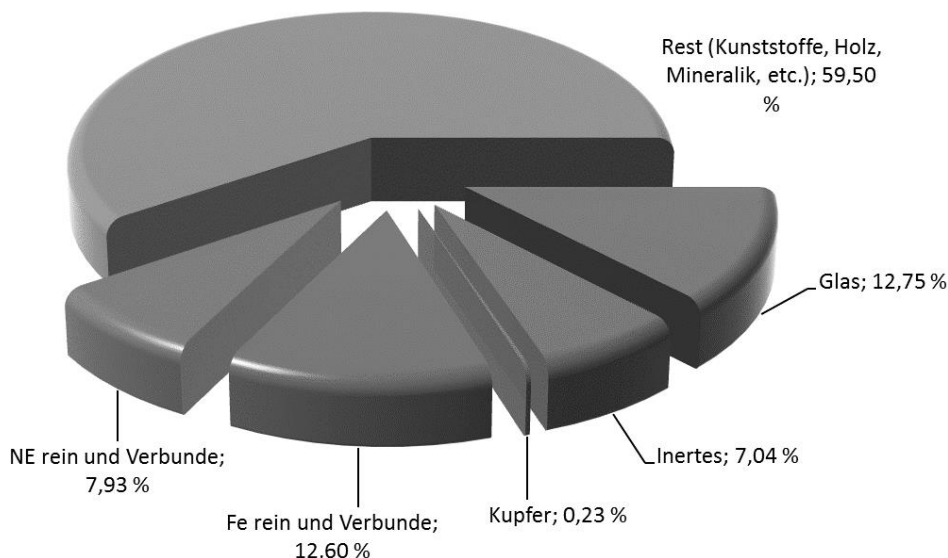
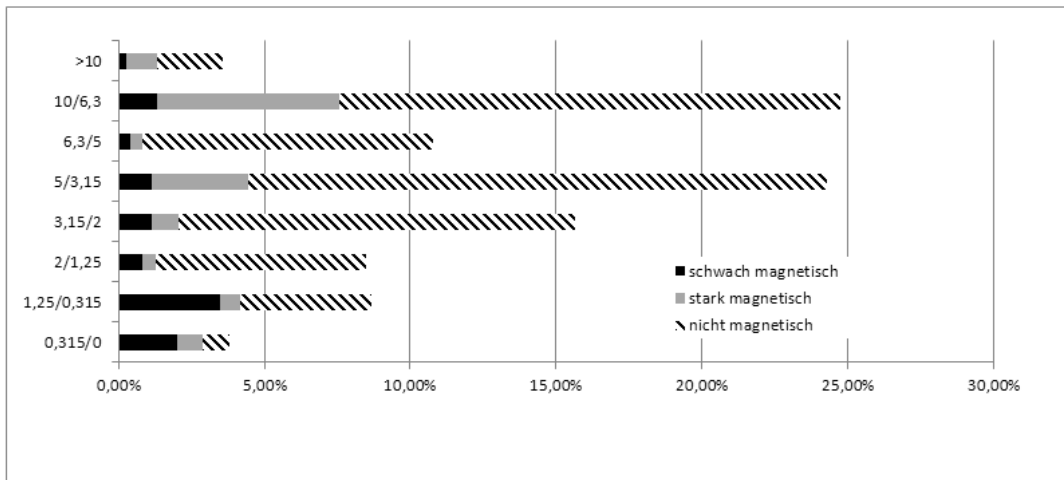


Abb. 2: Zusammensetzung Feinanteil (Lukas 2012)

Untersucht wurde unter anderem auch die Möglichkeit der Magnetscheidung zur Abtrennung einer Eisenfraktion.



	0,315/0	1,25/0,315	2/1,25	3,15/2	5/3,15	6,3/5	10/6,3	>10
schwach magnetisch	2,04%	3,50%	0,81%	1,17%	1,13%	0,41%	1,33%	0,26%
stark magnetisch	0,83%	0,66%	0,48%	0,88%	3,30%	0,43%	6,26%	1,06%
nicht magnetisch	0,94%	4,50%	7,20%	13,60%	19,84%	9,96%	17,14%	2,27%

Abb. 3: Verteilung der Merkmale in den Siebschnitten (Schwarz 2012)

Obige Abb. 3 zeigt die durchschnittlichen Gehalte an schwach magnetischen, stark magnetischen und nicht magnetischen Anteilen in der Feinfraktion. Kumuliert man die Werte aus Abb. 3 ergeben sich folgende Gehalte:

- schwach magnetische Stoffe 11 % (PS, Holz (Anhaftungen ferromagnetischer Partikel!)),
- stark magnetische Stoffe 14 % (Schrauben, Muttern, Eisenteile, Federn) und
- nicht magnetische Stoffe 75 % (Glas, Kunststoffe, Mineralik). Die stark magnetischen Partikel können mit einem Schwachfeldmagnetabscheider mit 0,1 T abgetrennt werden, bedürfen aber einer aufwendigen Nachaufbereitung, da sie meist als Verbunde vorliegen.

#### 4.3 Wertstoffpotential Durchlauf

Das weitaus größere Wertstoffpotential besitzt der Durchlauf, der mit > 30 % Massenanteil als größter Stoffstrom die Anlage verlässt. In der nachfolgenden Abb. 4 ist die Zusammensetzung des Durchlaufes dargestellt.

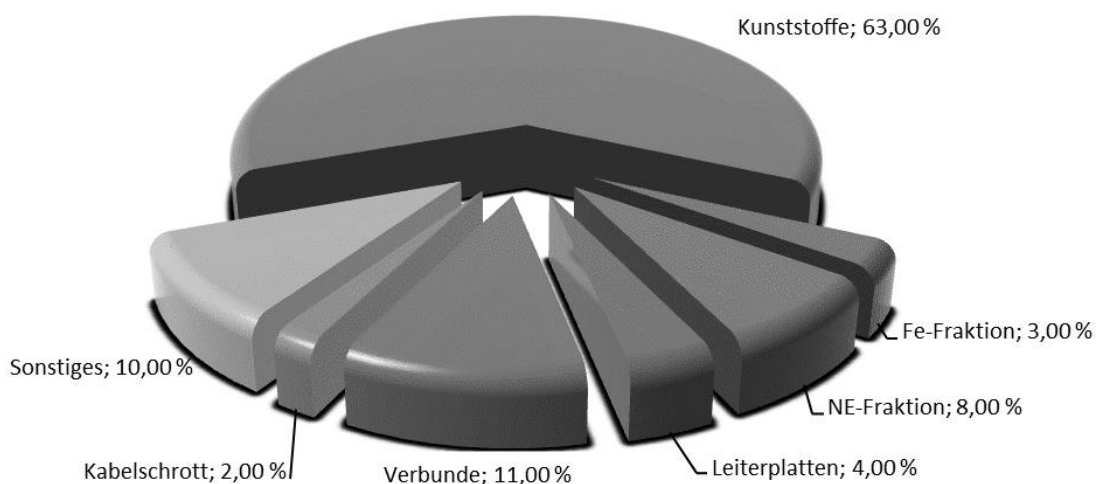


Abb. 4: Zusammensetzung des Durchlaufes (Lukas 2012)

Der Großteil des Durchlaufes besteht aus einer Mischkunststofffraktion (hauptsächlich ABS, PS, PP) mit einem sehr breiten Korngrößenspektrum.

Je größer die rückgewonnenen Kunststoffe in ihrer Teilchengeometrie sind, desto besser können sie verwertet werden. Eine sortenreine Rückgewinnung ist nur mit einem sehr hohen verfahrenstechnischen Aufwand möglich. Ein mögliches Problem bei der stofflichen Verwertung sind Anhaftungen von Schadstoffen aus dem E-Schrott wie z.B. PCB, Schwermetalle etc.

#### 4.4 Versuchsergebnisse Kernaggregate

Im Folgenden werden beispielhaft die Ergebnisse der Untersuchungen zweier Kernaggregate beschrieben (auf Details kann an dieser Stelle nicht eingegangen werden).

##### 4.4.1 Zerkleinerer

Ein guter Aufschluss des Materials ist Grundvoraussetzung für eine gute Wertstoffausbeute. Dem Zerkleinerungsaggregat (NZ in Abb. 5) kommt daher eine Schlüsselstellung für das Funktionieren der gesamten neuen Aufbereitungslinie (zweite Ausbaustufe) zu. Weitere Anforderungen sind eine hohe Durchsatzleistung, eine hohe Verfügbarkeit, einfache Wartung, geringer Energieverbrauch, etc.

Es wurden Versuche mit mehreren Zerkleinerungsaggregaten durchgeführt. Massive metallische Störstoffe wie z.B. Elektromotoren, Transformatoren, Edelstahlwellen (bis ca. 16 mm Durchmesser) konnten von den meisten Aggregaten gut verarbeitet werden und führten zu keinen Ausfällen der Maschine.

##### 4.4.2 Optischer Sortierer

Versuche mit NIR-Sortern haben das theoretische Potential der Kunststoffe gezeigt, jedoch war es unter vertretbarem Aufwand nicht möglich, vermarktbar Kunststofffraktionen herzustellen. Als erfolgversprechender hingegen hat sich die Anwendung von optischen Sortern, z.B. zur Sortierung von Leiterplatten, gezeigt.

## 5 ZWEITE AUFBEREITUNGSSTUFE

Die Versuchsergebnisse der Stoffflußanalyse, Merkmalsklassenanalyse sowie der Versuche mit den Kernaggregaten sind in die Konzeption der zweiten Aufbereitungsstufe eingeflossen.

Das Potential an Eisen und NE-Metallen im Feinanteil ist sehr gering im Vergleich zum Durchlauf. Eine tiefere Aufbereitung ist derzeit auch unter dem Gesichtspunkt einer hohen Schwermetallkonzentration noch nicht wirtschaftlich. Das Edelmetallpotential wurde bisher nicht untersucht, ist aber Gegenstand weiterführender Untersuchungen die z.T. in der SDAG Forschungsanlage stattfinden werden. Aus diesen Überlegungen heraus, ist vorerst keine Anlagenerweiterung zur Aufbereitung des Feinanteils geplant.

Der Durchlauf stellt hingegen mit ca. 30 % Massenanteil ein erhebliches Wertstoffpotential dar. Wie die Untersuchungen gezeigt haben, lässt sich ein Großteil der Wertstofffracht mithilfe trockenmechanischer Verfahrensschritte (siehe Abb. 5) zu vermarktbar Konzentraten aufbereiten.

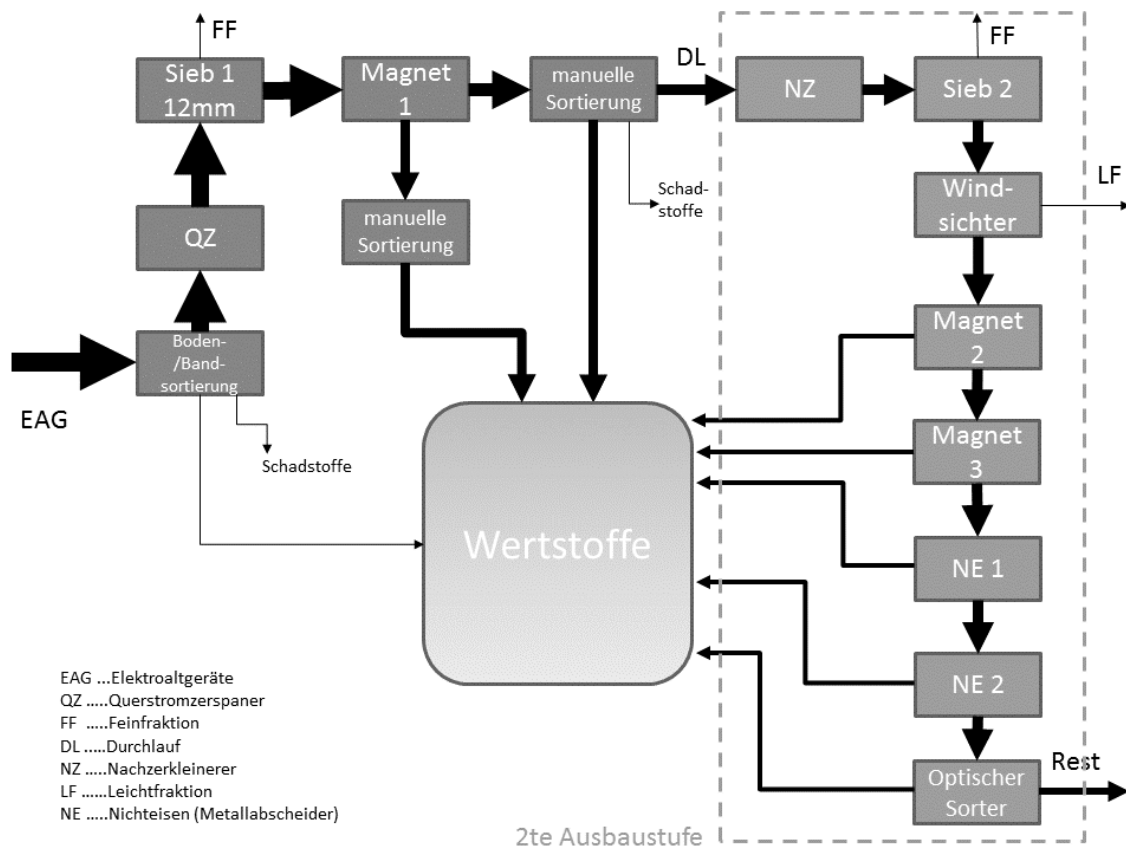


Abb. 5: Fließschema der bestehenden Anlage und zweiter Ausbaustufe

Der von der Sortierkabine kommende großteils eisen- und durch händische Sortierung teilweise wertstoffbefreite Durchlauf (DL) wird dem Nachzerkleinerer (NZ) zugeführt. Der Nachzerkleinerer hat die Aufgabe den Sortierüberlauf auf eine definierte Korngröße sowie hohen Verbundaufschluss zu bringen.

Das Material wird anschließend dem Spannwellensieb (Sieb 2) zugeführt. Zusätzlich ist es möglich mit einem mobilen Dosierer den Zerkleinerer direkt zu beschicken. Das Sieb soll die Feinfraktion (0 – 8 mm) die bei der weiteren Aufbereitungstechnik problematisch wäre, entfernen.

Der Siebüberlauf gelangt über eine Schurre in den Windsichter (Zick-Zack-Windsichter), der allenfalls enthaltene Leichtfraktion sowie verbleibende Feinfraktion bzw. Staub abscheiden soll. Die Schwerfraktion aus dem Zick-Zack-Windsichter wird in weiterer Folge über einen Elektroüberbandmagnet (Magnet 2) und einem Elektrotrommelmagnet (Magnet 3) von Eisen befreit. Direkt nach der Magnettrommel ist ein erster Nichteisenmetallabscheider (NE 1), ausgeführt als Wirbelstromabscheider, zur Abtrennung von NE-Metallen, positioniert.

Der großteils NE-befreite Materialstrom gelangt über eine Schurre zu dem zweiten Nichteisenmetallabscheider (NE 2) ausgeführt als Induktionsabscheider. Dieser erkennt metallische Teile am Fördergurt und schießt diese mit gezielt angesteuerten Druckluftdüsen aus. Das verbleibende Material wird dem optischen Sichter zugeführt der erwünschte Objekte über gezielt angesteuerte Druckluftdüsen ausgeschleust. Die Anlage kann an mehreren Stellen über einen mobilen Dosierer beschickt werden, was die Flexibilität massiv erhöht.



## 6 AUSBLICK

Durch die zweite Ausbaustufe der EAG-Anlage, welche im Herbst 2012 in Betrieb genommen wird, kann das Wertstoffausbringen im Metallbereich wesentlich gesteigert werden. Das sehr flexible Anlagenkonzept ermöglicht den Einsatz eines breiten Spektrums an Inputmaterialien und eine effiziente Betriebsweise.

Auf die sortenreine Rückgewinnung von Kunststoffen wurde in diesem Anlagenkonzept verzichtet da dies mit einem sehr hohen verfahrenstechnischen Aufwand verbunden ist. Dies gilt ebenso für die Anreicherung von Wertstoffen und Aufkonzentrierung von Schadstoffen aus dem Feinanteil. Diese Fragestellungen zusammen mit der Beurteilung der Performance der neuen Ausbaustufe werden Gegenstand weiterer Untersuchungen sein.

## LITERATUR

- Lukas, S. (2012) *Bilanzierung einer Elektroaltgeräte- (EAG) Behandlungsanlage mittels Stoffstromanalyse*. Masterarbeit, Montanuniversität Leoben, 2012.
- ÖNORM S 2123 – 1 (2003) *Probenahme für Abfälle - Teil 1: Beprobung von Haufen*. Wien: Österreichisches Normungsinstitut, Ausgabe: 11.01.2003.
- ÖNORM S 2123 – 3 (2003) *Probenahme für Abfälle - Teil 3: Beprobung fester Abfälle aus Stoffströmen*. Wien: Österreichisches Normungsinstitut, Ausgabe: 11.01.2003.
- Schwarz, H. (2012) *Aufbereitungstechnische Untersuchungen zu Optimierungs- und Erweiterungspotentialen einer Aufbereitungsanlage für Elektronik- und Elektroaltgeräte*. Masterarbeit, Montanuniversität Leoben, 2012.

# Abschätzung der Materialfrachten in WEEE mittels Demontageanalysen

M. Dos Santos, M. Weinlich & T. Leitner  
*KERP Research Elektronik & Umwelt GmbH, Wien, Österreich*

M. Spitzbart  
*Wiener Volkshochschulen GmbH/D.R.Z., Wien, Österreich*

**KURZFASSUNG:** Elektroaltgeräte, wie sie auf kommunalen Sammelstellen gesammelt werden bzw. als Input bei Behandlungsanlagen anfallen, stellen in der Regel einen Mix aus einer Vielzahl unterschiedlicher Gerätearten, -typen und -modellen dar. Neben Gehäuseteilen bestehen sie aus mechanischen und elektronischen Bauteilen, welche wiederum eine sehr vielfältig (zusammengesetzte) Materialzusammensetzung aufweisen. Neben Fe-, NE-Metallen und nichtmetallischer Bestandteile enthalten einige Elektrogeräte Edelmetalle und so genannte „seltene Metalle“, welche vor dem Hintergrund der Ressourceneffizienz-Diskussion besondere Aktualität genießen. Das Ziel des Projektes ist es, eine Methode zu entwickeln, anhand derer mithilfe einfacher Felderhebungen bzw. Recherchen die Materialzusammensetzung gemischter Inputs abgeschätzt werden kann. Im Zuge dieses Projektes wurden 600 Demontage Analysen von Kleingeräten, 120 Produktmodelle (Materialzusammensetzung) sowie 60 Bauteil Definitionen durchgeführt. Die Ergebnisse ermöglichen die Bestimmung der spezifischen Materialzusammensetzung in elektronischen Geräten sowie in anderen definierten Fraktionen. Die Datenbank macht es möglich, verschiedene Varianten eines Recycling Verfahrens ohne umfangreiche Tests oder Pilotanlagen zu modellieren und Simulationen für verschiedene Input Zusammensetzungen durchzuführen.

## 1 EINLEITUNG

Elektroaltgeräte, wie sie auf den kommunalen Sammelstellen gesammelt werden bzw. als Input bei Behandlungsanlagen anfallen, stellen in der Regel einen Mix aus einer Vielzahl unterschiedlicher Gerätearten, -typen und -modellen dar. Weiters verfügen die meisten der darin enthaltenen Gerätearten über einen sehr komplexen Geräteaufbau. Neben Gehäuseteilen bestehen sie aus mechanischen und elektronischen Bauteilen, welche wiederum eine sehr vielfältig zusammengesetzte Materialzusammensetzung aufweisen. Neben Fe-, NE-Metallen, einer Vielzahl nichtmetallischer Bestandteile enthalten einige Elektrogeräte Edelmetalle und so genannte „seltene Metalle“, welche vor dem Hintergrund der Ressourceneffizienz-Diskussion besondere Aktualität genießen. Darüber hinaus enthalten die meisten Geräte schadstoffhaltige Bauteile, welche im Rahmen einer Behandlung zerstörungsfrei ausgebaut und einer kontrollierten Entsorgung zugeführt werden müssen.

Diese Komplexitäten erschweren die Bestimmung der Materialzusammensetzung gemischt zusammengesetzter Elektro- und Elektronikgeräte-Abfall (Waste of Electrical and Electronic Equipment, WEEE)-Inputs bzw. machen es unmöglich, in der Praxis mit vernünftigem Aufwand den Gehalt bestimmter Materialien bzw. Stoffe zu bestimmen.

Es gibt begrenzte Informationen über die Komponenten von Elektro- und Elektronikkleingeräten (EKG), sowie deren Gehalt an gefährlichen Stoffen und Zubereitungen. Diese Informationen sind von entscheidender Bedeutung für Betriebe die im Bereich Recycling und stoffliche Verwertung dieser Abfälle arbeiten (Dimitrakakis 2009).

Das Ziel des Projektes ist es, eine datenbankbasierte Dienstleistung zu entwickeln, anhand derer mithilfe einfacher Felderhebungen bzw. Recherchen die Materialzusammensetzungen gemischter Inputs abgeschätzt werden können.

Durch die Datenbank ist es möglich, verschiedene Varianten eines Recycling Verfahrens ohne umfangreiche Tests oder Pilotanlagen zu modellieren und Simulationen für verschiedene Input Zusammensetzungen durchzuführen.

Chancerel und Rotter (2007) haben die Untersuchungen welche sich mit der Charakterisierung von WEEE befassen zusammengefasst. Während sich einige Untersuchungen direkt an der Charakterisierung von Geräten oder Baugruppen sowie der Bestimmung deren Gehaltes an wertvollen Materialien und/oder Verunreinigungen orientieren, streben andere nach der Entwicklung geeigneter Methoden zur Sammlung von Daten, beispielsweise für Stoffstromanalysen.

## 2 METHODE

Dieses Projekt wurde mit der Demontage von Elektrokleingeräten gestartet. Der Begriff bezieht sich auf Elektro- und Elektronikgeräte, die aufgrund ihrer geringen Größe und Gewichts zu oft in den allgemeinen Hausmüll entsorgt werden, und daher auch als "bin suitable" bezeichnet werden (Dimitrakakis 2009). Unter dem Terminus EKG werden für dieses Projekt alle elektrischen und elektronischen Geräte (Electrical and Electronic Equipment, EEE) verstanden, die unter der Kategorie „Elektrokleingeräte“ in der Elektroaltgeräte Verordnung gelistet sind. Die Datenbank befindet sich in laufender Weiterentwicklung und in Zukunft werden auch Daten aus anderen Gruppen (Kühlgeräte, Bildschirme, etc.) einbezogen werden und so der gesamte WEEE Strom abgedeckt. Die Datenbank wird aus Excel Sets zusammengesetzt, wo die Zählungen, Klassifizierungen und Daten der Demontage Analysen gespeichert werden (siehe Abb. 1)

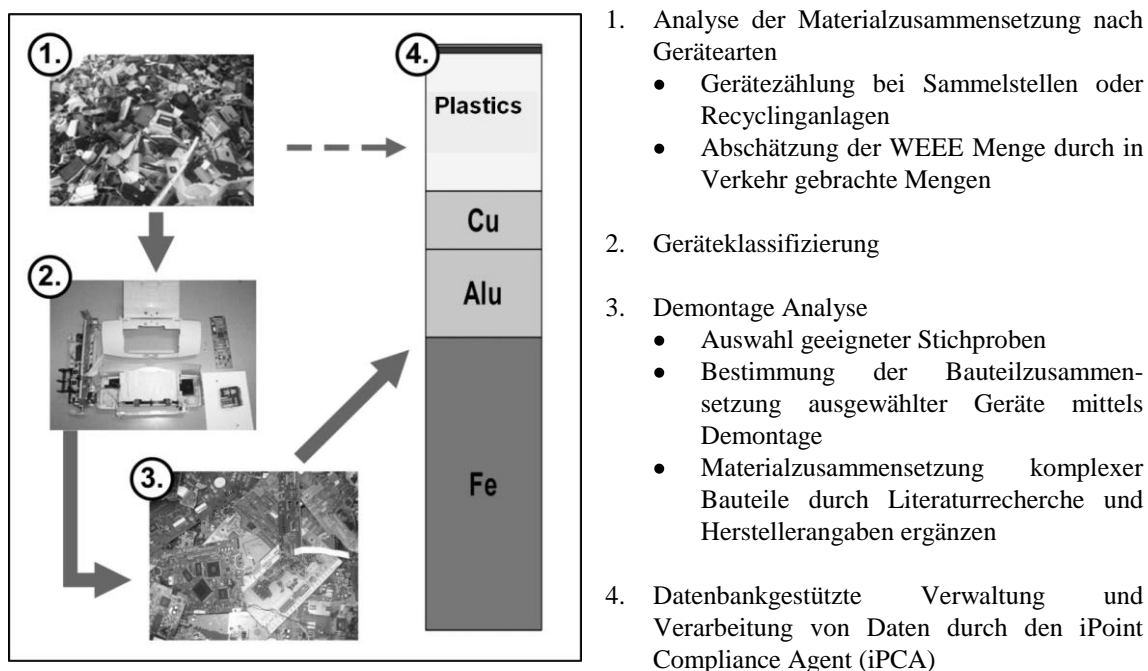


Abb. 1: Schematische Darstellung der Excel Datensets

### 2.1 Analysen der stofflichen Zusammensetzung von Gerätetypen

Bei dem KERP (Kompetenzzentrum für Elektronik und Umwelt) Projekt „Wiener Warenkorb“ (Projektkooperation mit dem Demontage und Recyclingzentrum Wien, D.R.Z.) wurden die Ströme von EKG zwischen 2009 und 2011 ermittelt um repräsentativ Geräte unter Berücksichtigung ihrer Häufigkeit im Abfallstrom für die Datenbank wählen zu können.

## 2.2 Geräte-Klassifizierung

Die Geräte Klassifizierung wurde in Übereinstimmung mit folgender österreichischen Verordnung, europäischer Richtlinie und Guideline erarbeitet:

- Österreichische Elektroaltgeräteverordnung (EAG-VO),
- Europäische Richtlinie über Elektro- und Elektronikgeräte (WEEE) und
- Guideline der United Nations University (UNU).

## 2.3 Demontage Analyse und Materialzusammensetzung von komplexen Bauteilen

Die Demontage Analysen lieferten folgende Daten:

- Geräte: Art der Geräte, Modell, Typ etc.,
- Physikalische und mechanische Eigenschaften: Gewicht, Materialzusammensetzung (visuelle Beurteilung) und
- Chemische Eigenschaften: Metallgehalt in den Bauteilen (Literaturrecherche und Laboranalyse).

Ein Beispiel für die physikalisch-chemischen gerätespezifischen Informationen in der Datenbank wird in Abb. 2 zusammengefasst.

Die manuelle Demontage wurde im D.R.Z. in Österreich durchgeführt. Für die Demontage Analysen von Kleingeräten wurde das Gewicht jedes Gerätes mit einer Waage (Genauigkeit  $\pm 0,5$  g) bestimmt.

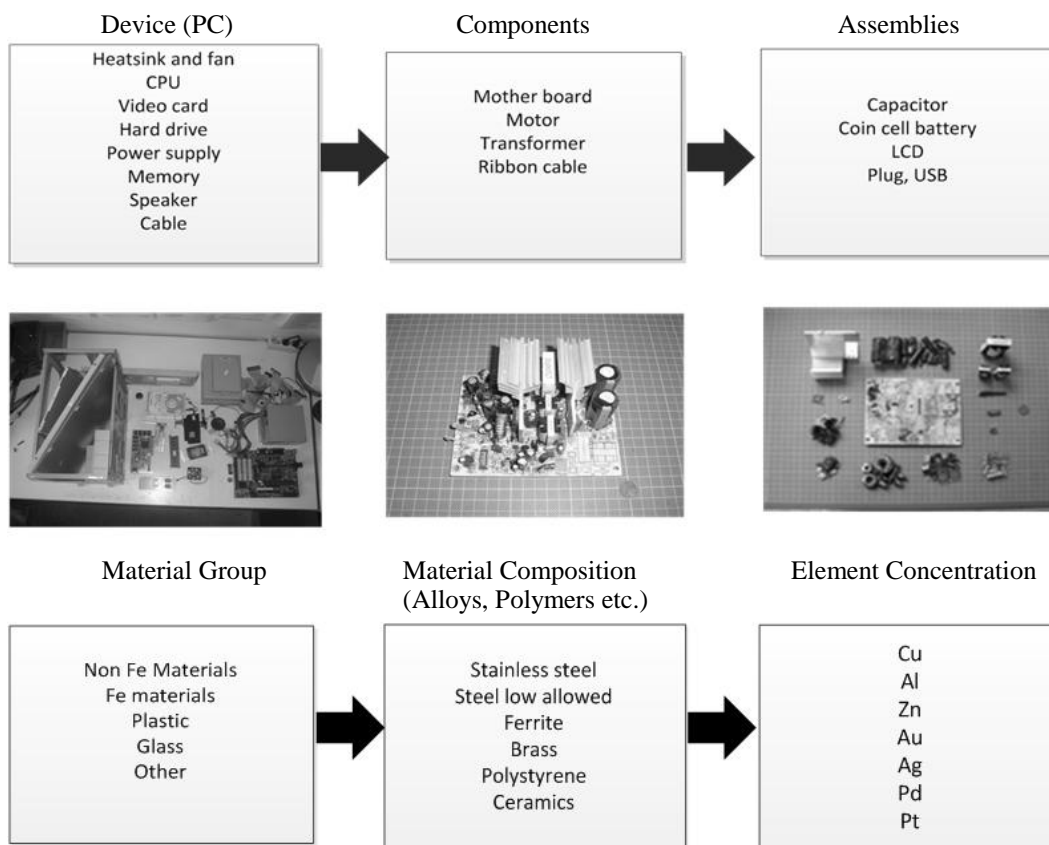


Abb. 2 Beispiel für die in der Datenbank gespeicherten gerätespezifischen Informationen

Das Gesamtgewicht pro Gerät (vor Demontage) und jedem demontierten Stück wurde gespeichert. Jedes Gerät wurde manuell demontiert und in verschiedene Materialgruppen sortiert. Die demontierten Teile wurden nach ihren Materialzusammensetzungen (z. B. Eisen, Kunststoffe, Holz, etc.) sortiert; in gefährliche, umweltrelevante (z.B. Batterien, Hg-Schalter, etc.) und/oder wertvolle Bestandteile (z.B. Motherboards, Nd-Magnet, Kabel, etc.).

Beispiele von Materialgruppen der Bauteile die visuell identifiziert und eingeteilt wurden sind: Al, Fe, Cu, Kunststoff, Kabel, Festplatte (mit und ohne Leiterplatte), Netzteil, Prozessoren, Leiterplatte, Motor (Transformatoren), Glas, gefährliche Bestandteile, usw. Ein Beispiel für die Demontageanalyse ist in Abb. 3 dargestellt.



Material Group	Material composition
Assembly	light bulb, luster terminal, micro switch, motor, dc switch, transformer
Fe Materials	chromed steel, galvanized steel, steel
Cable	cable shoe, low power cable
Non-Fe Materials	aluminium profile, brass, cast aluminium
Others	Ceramics, foam, glass, mineral fiber
Plastics	Elastomer, plastic foil, PMMA, undefined
TOTAL	

Abb. 3: Beispiel für eine Demontageanalyse (rechts) und ein generisches Produkt Modell von einem Projektor. Für jedes Gerät wurden folgende Informationen gesammelt: Materialgruppen, Materialzusammensetzung in % und Absolutgewicht inkl. Standardunsicherheit

#### 2.4 Datenbank-gestützte Verwaltung und Verarbeitung von Daten durch iPCA

Die Geräte wurden manuell zerlegt, gewogen und nach ihrer Materialzusammensetzung in Gruppen eingeteilt, (MCA Gruppen). Die daraus generierten Informationen sowie Daten aus der Literatur wurden verwendet, um pro Gerät ein "generisches-Produkt-Modell" (siehe Abb. 3) zu entwickeln. Standardunsicherheiten jeder Produkt-Modell Gruppe wurde berechnet.

Danach wurden diese Informationen gespeichert und durch den iPoint Compliance Agent (iPCA), basierend auf einem Paket aus Integrations- und Inhouse-Applikationen zur Stoffdatenverwaltung (Substances, Articles, Mixtures, Management = SAM-M) und zur effizienten Sicherstellung produktbezogener, gesetzlicher Umweltafordernungen (ELV, REACH, RoHS, RRR etc.). Die Verwendung des Moduls vereinfacht und automatisiert die interne Datensammlung und -pflege sowie die anschließende Bereitstellung in externe Systeme.

Abb. 4 zeigt ein Beispiel für die stoffliche Zusammensetzung eines Test-Warenkorbes in einem Kreisdiagramm. Die notwendigen Informationen, um die Zusammensetzung von komplexen Inputströmen mit iPCA abzuschätzen sind: das Gesamtgewicht des Warenkorbes und das Gewicht pro Gerätetyp (z.B. X kg Gesamtgewicht enthält X kg TV, X kg Monitore, etc.).

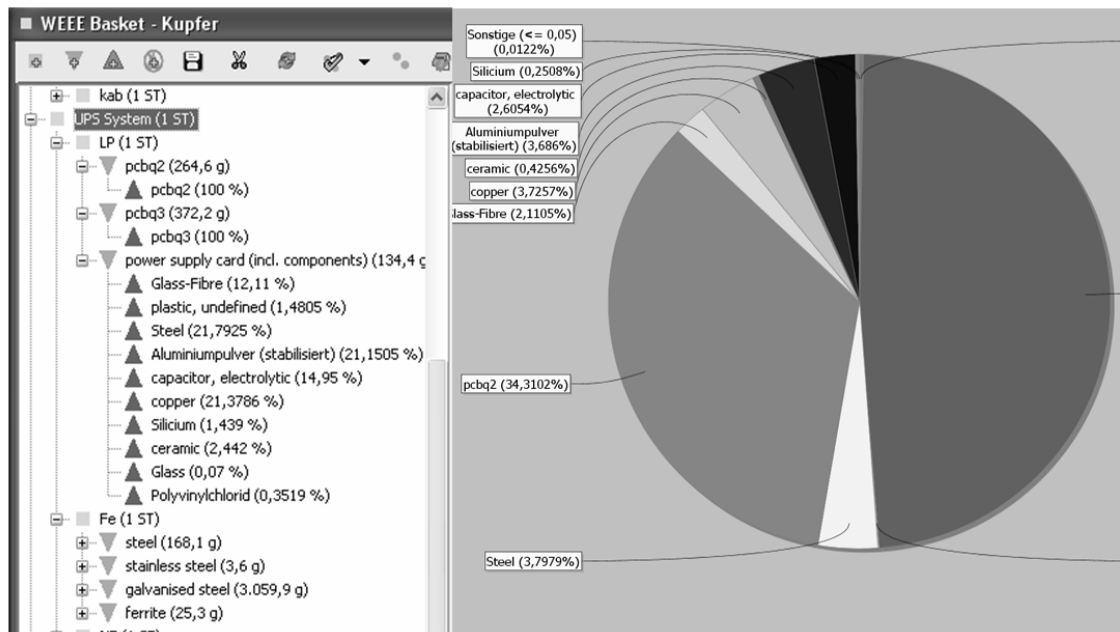


Abb. 4: Beispiel für die Darstellung der stofflichen Zusammensetzung eines Test-Warenkorbes in iPCA

### 3 SCHLUSSFOLGERUNGEN

Während der Dauer dieses Projektes wurden 600 Demontage Analysen von Kleingeräten, 120 Produktmodelle (Materialzusammensetzung) sowie 60 Bauteil Definitionen durchgeführt. Die Ergebnisse ermöglichen die Bestimmung der spezifischen Materialzusammensetzung (z.B. Kunststoffe, Metalle, Eisen, Nicht-Eisen, Motherboard, gefährliche Bestandteile, etc.) in elektronischen Geräten sowie in anderen definierten Fraktionen (z.B. Kabel, Bauteil, etc.).

Das Projekt bietet eine Vielzahl von anderen Anwendungsgebieten und wertvolle Unterstützung für die folgenden Anwendungen:

- Bestimmung der Material- und/oder chemischen Zusammensetzung eines bestimmten WEEE-Korbes, einer EEE-Gruppe oder eines Einzelgerätes,
- Ermittlung der Mengen oder Konzentrationen von gefährlichen oder wertvollen Bestandteilen,
- Bestimmung der regionalen und nationalen WEEE Massenbilanzen und Materialflussanalysen,
- Beim Ausbau bestehender WEEE-Recycling-Anlagen oder der Entwicklung neuer Systeme für bestimmte Anwendungsgebiete,
- Abschätzung der Auswirkungen von Maßnahmen zur Sortierung in bestimmte Gerätegruppen vor der Erstbehandlung und
- Auswirkungen neuer Werkstoffe auf den zukünftigen WEEE-Strom.

Die Datenbank kann vorhandene Potentiale in der gesamten Recycling Prozesskette optimieren, unabhängig von betrieblichen Einschränkungen. Dies ermöglicht einen Blick in aktuelle und potenzielle zukünftige Erträge und Verwertungsquoten in Bezug auf den Materialeinsatz.

Die Struktur der Datenbank ist so aufgebaut, dass neue Daten aus Forschung und Industrie jederzeit einbezogen werden können, um die bestehenden Modelle zu verfeinern. Die Datenbank wird laufend erweitert und wird in Zukunft auch über Daten aus anderen Gruppen verfügen, um den gesamten Elektro- und Elektronikaltgeräte Strom zu decken.

## LITERATUR

- Chancerel, P. & Rotter, V. (2007) Recycling oriented characterization of waste electrical and electronic equipment. In: *Eco-X Proceeding*. Vienna, May 9 – 11.
- Dimitrakakis, E., Janz, A., Bilitewski, B. & Gidakos, E. (2009) Small WEEE: Determining recyclables and hazardous substances in plastics. In: *Journal of Hazardous Materials* 161 (2009), pp. 913-919.
- Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft über die Abfallvermeidung, Sammlung und Behandlung von elektrischen und elektronischen Altgeräten (Elektroaltgeräteverordnung – EAG-VO), BGBl. II Nr. 121/200.

# RecoPhos and Other Thermo-Chemical Processes for the Recovery of Phosphorus from Sewage Sludge

M. Rapf

*Chair of Waste Management and Emissions at the Institute of Sanitary Engineering, Water Quality and Solid Waste Management, University of Stuttgart, Stuttgart, Germany*

H. Raupenstrauch

*Chair of Thermal Processing Technology, Montanuniversitaet Leoben, Leoben, Austria*

**ABSTRACT:** The RecoPhos process, which will be developed in an EU-funded international research project starting in March 2012 with 10 partners from research, small and middle size as well as multi-national industry, aims to recover phosphorus from sewage sludge and its ashes by a reaction chemically similar to the one used for the industrial production of white phosphorus and the related thermal phosphoric acid (Woehler-process in an electric arc furnace). As core reactor, the RecoPhos process uses the novel InduCarb retort with its packed bed of large coke pellets heated by induction. During the process, the sludge ash is molten under reducing conditions, and is hence flowing in a thin film over the surface of the bed particles. On its way to the bottom, the phosphates and other components are reduced in the melt film (chemically reacting packed bed). The elemental phosphorus can evaporate from the film quickly without significantly reacting with other components present in the melt, which will mainly decrease the formation of Fe-P alloy, thus making the use of all kinds of sludge ash possible. The RecoPhos process will produce thermal phosphoric acid, a Ca-Si cement binder and an alloy usable in the steel industry. The energy-intensive RecoPhos process allows the use of alternative heat sources and of industrial wastes as chemical additives.

## 1 INTRODUCTION

In modern sewage treatment plants (STP), about 90 % of the influent's phosphorus can be removed via chemical and/or biological processes. This entire amount is found in the sludge and, after thermal treatment, also in the ashes. If sewage sludge is mono-incinerated, the resulting ashes represent the sludge matter with the highest possible P-concentration and the smallest mass to be treated respectively.

The thermal treatment of sewage sludge mono-incineration ash can transform it into useful products without significantly increasing the mass flows as it is the case when treating the ash with wet-chemical digestion. Also the amount of wastes to be disposed of is minimal when processing the ash thermally.

Two different ways of thermal phosphorus recovery can be distinguished. In one basic approach the phosphorus remains part of the mineral matrix; the product is a mineral solid with a relatively high content of plant available phosphorus but low in heavy metals. The other approach aims to release the phosphorus from its matrix and recover it as pure substance. The remaining mineral matrix (slag) as well as the produced metal alloy contain only minor amounts of phosphorus.

The new RecoPhos process to be developed in an EU collaborative project starting in March 2012 follows the second principle. By the classical Woehler reaction taking place on the surface of inductively heated coke particles, gaseous elemental phosphorus is produced. After combustion and scrubbing of the product gas the phosphorus can be retrieved as phosphoric acid.

In the following chapters the RecoPhos process will be described more in detail and its main differences to other thermo-chemical P-recovery processes will be discussed.



## 2 THERMO-CHEMICAL P-RECOVERY – STATE OF RESEARCH AND DEVELOPMENT

During the last years, compared with wet-chemical processes, a rather small number of thermo-chemical P-recovery processes has been developed. In most cases, the main products are phosphorus-containing slag granulates or sinter pellets meant to be used as fertiliser substitute. An alternative is the production of white phosphorus or thermal phosphoric acid from sludge ash in the primary phosphorus production process.

The following sections shortly describe the five thermal P-recovery processes that have been developed so far until at least technical scale.

### 2.1 *Thermal P-recovery by chemical ash purification*

The BAM/Ash Dec process was developed in the FP6 EU-project SUSAN and has been tested in large scale with throughputs of up to 300 kg/h. However, further development of the process had to be stopped after insolvency of the main operating company Ash Dec. Recently the company has been taken over by the Finnish minerals and metals processing company Outotec, who is currently planning the erection of two industrial scale P-recycling plants (Outotec 2012).

The Ash Dec process reduces the ashes' heavy metal contents by transforming the metal oxides into volatile chlorides by an oxidising roasting process. The process is run at about 1,000 °C, where a maximum share of the heavy metals is removed, but the ashes are still solid. Thus energy to melt the ashes is not required.

The input of the Ash Dec process is purely inorganic, the use of (dried) sludge is not intended. The product's P-content is around the same as the one of the ash input. However, its plant availability is increased by the calcinations process by regrouping of the phosphate to presumably Ca-Si-phosphates. To make the reactor's solid output marketable, it is mixed with a certain amount of additional phosphates and also nitrogen compounds. The refined and granulated product of the Ash Dec process is licensed in Germany and Austria and was sold during the two year's trial phase from 2008 to 2010 as full NP fertiliser under the brand name PhosKraft®.

Detailed information about the process and the research project can be found on the website [www.susan.bam.de/](http://www.susan.bam.de/).

### 2.2 *Thermal P-recovery by metallurgical processes*

Three approaches of thermo-chemical P-recovery from sewage sludge, namely Mephrec, the ATZ iron bath process and the FEhS/Salzgitter process, are using known processes and aggregates from metal/steel industry. The principle of all three processes is to melt the sludge ash, enhance the bioavailability of the phosphates, and partly remove heavy metals from the slag.

2.2.1 The Mephrec process – one-stage thermal sludge disposal and P-recovery (ingitec 2009)  
The process for Metallurgic Phosphorus Recycling Mephrec is carried out in a shaft furnace (modified cupola furnace) under reducing conditions. The furnace is charged from the top with briquettes from dewatered sewage sludge and other P-containing materials (meat-and-bone meal, dried sewage sludge and ashes respectively), coke and a binder (cement).

The in the upper part of the shaft, the briquettes are dried and, in the gasification zone, the organics are transformed to a generator gas. At the furnace's bottom, preheated air and oxygen are injected to the smelting zone, where the remains of the briquettes are molten and parts of the contained metals are reduced. Thus, next to the generator gas, the process ideally produces a P-rich slag, an iron alloy containing high boiling heavy metals and vapours of low boiling heavy metals. However, the distribution of phosphorus, iron and other metals in the three products is strongly depending on the process conditions like used input materials as well as the added amount of coke and oxygen. According to (ingitec 2009), the slag's phosphorus is plant available similar to Thomas ground basic slag. Its heavy metal contents are meeting the limits of the German Sewage Sludge Ordinance AbfKlärV. The alloy can be sold as iron scrap and the vapourised metals are removed from the off gas by combustion and filtration.

The Mephrec process has been tested in several experiments in technical scale with throughputs of up to 300 kg/h. Currently the company ingitec, Leipzig, Germany, and the sewage

treatment plant of the city of Nuremberg, Germany, are evaluating the possibility to erect a full scale Mephrec pilot plant on the site of the STP to treat the sludges of Nuremberg and the surrounding cities (Hagspiegel 2012).

#### 2.2.2 The ATZ iron bath process (Mocker & Faulstich 2006)

Since 1998, engineers at the ATZ Development Centre (today part of Fraunhofer Gesellschaft) have run experiments in the iron bath reactor to treat different kinds of mineral and organic wastes, partly to recover recyclables. For the same reactor they have developed a two-stage batch process to produce a phosphorus-rich slag from different materials, one of which being dried sewage sludge or its incineration ash.

In the first stage, the input material is blown from the bottom into the carbon containing liquid iron in the converter. Reducible elements like phosphorus and most heavy metals are dissolved in the iron bath. Lead and zinc are reduced, vaporised and combusted, to be sold as concentrate to the metal industry. The slag formed in the process is a suitable secondary construction material. In the second stage, the phosphorus is removed from the iron by classical dephosphorisation with oxygen, forming as main product a slag similar to Thomas ground basic slag. After re-carbonisation, the iron is used again for the first step of the process.

The iron bath process has been tested in technical scale (10 ton converter). However, because of rather high costs – (Mocker & Faulstich 2006) estimate necessary waste amounts of 50,000 to 100,000 tons per plant – the process is currently not further developed for sewage sludge.

#### 2.2.3 The FEhS/Salzgitter process – Concentration of P in liquid conversion slag (Drissen 2009, Drissen 2010)

In a research project funded by the German Research Ministry (BMBF), a consortium from the fields of metallurgy and secondary fertilisers with FEhS – Institut für Baustoff-Forschung e.V. as coordinating partner is currently developing a process to increase the P-content of liquid steel slag with phosphorus by blending it with ashes from the incineration of P-containing materials like sewage sludge or meat-and-bone meal.

For the process, the slag is separated from the metal bath and transferred to an external slag pot, in which the cold ash is blown into the melt from the top together with oxygen or air. In the liquid slag the ash's phosphates are dissolved. After cooling and solidification,  $P_2O_5$  is converted to plant-available Ca-Si-phosphate, similar to the phosphate in Thomas ground basic slag. The oxidation of residual metallic iron and bivalent iron in the steel slag produces the energy to maintain the necessary process temperatures of around 1,500 °C. The process has been tested in laboratory and in industrial scale. However, as the project is still running, more detailed information has not been published yet. More investigations will be done in testing the effects of the fertiliser product on plants in pot and field tests.

Summary of 2.2: With modified known metallurgical processes it is possible to recover phosphorus from sewage sludge in form of a plant-available phosphate slag low in heavy metals, that can be used directly or after refining as fertiliser. The advantage of this approach lies in the use of known techniques, maybe even in existing facilities, at sites with adequate infrastructure. If dried or dewatered sludge can be processed instead of sludge ash, the processes can possibly also be used for sludge disposal, reducing the necessity to erect new incineration facilities. Possible restrictions can be the necessary plant size to reach profitability and the continuing dependence on conventional P-resources because of the low P-concentration in the products.

### 2.3 *Sludge ash as secondary phosphate in commercial phosphorus production (SNB 2012, Korving et al. 2010)*

The only European phosphorus producer Thermphos, Vlissingen, the Netherlands, is currently processing 6,000 tons of sludge ash low in iron, provided by the Dutch sludge incineration plant SNB. The companies plan to increase the amount to 18,000 tons per year by 2013.

The sludge ashes, from the incineration of sludges from STP using aluminium salts to eliminate phosphorus, are mixed to a small percentage with the conventional reactor input and treated in the submerged arc furnace. The main reactions of sludge ash are comparable to the ones with the phosphate rock. Because of some different trace elements (e.g. elevated concentrations

of zinc and copper, see Tab. 1) the gas treatment may have to be modified if higher mixing rates are chosen.

One main task of this approach is to acquire sludges from STP that use aluminium instead of iron salts to remove phosphates from their wastewater. Iron phosphates in sludge ashes will lower the phosphorus yield of the entire process in the electric arc furnace, as the reduced iron and the phosphorus will form a stable FeP alloy of rather low value.

As iron is not to be expected to be widely replaced by aluminium or even biological processes to remove phosphates from wastewater in near and mid future (Sartorius et al. 2011), the possibilities to use sludge ash in the primary P-production will remain limited.

However, the Thermphos approach is including two major advantages: the use of an existing industrial plant, which will avoid the necessity to build a new recycling facility, and the production of a highly flexible product, namely thermal phosphoric acid, which can be used in all kinds of industry processing phosphates and derivatives.

### 3 THE NEW THERMAL RECOPHOS PROCESS (RAPF ET AL. 2012)

#### 3.1 Reaction principle and reactor types

The phosphorus recovery process to be developed in the recently started EU-project RecoPhos is in its core using the same chemical principle as the classical phosphorus production in the electric arc furnace. The following equation shows the Woehler reaction for calcium phosphate:



The phosphates in the ashes are reduced to white phosphorus, which is, after combustion of the off-gas, retrieved as phosphoric acid. This reaction takes place on the surface of an inductively heated carbon packed bed in the so-called InduCarb retort. A sketch of the reactor with the principle mass flows is shown in Fig. 1.

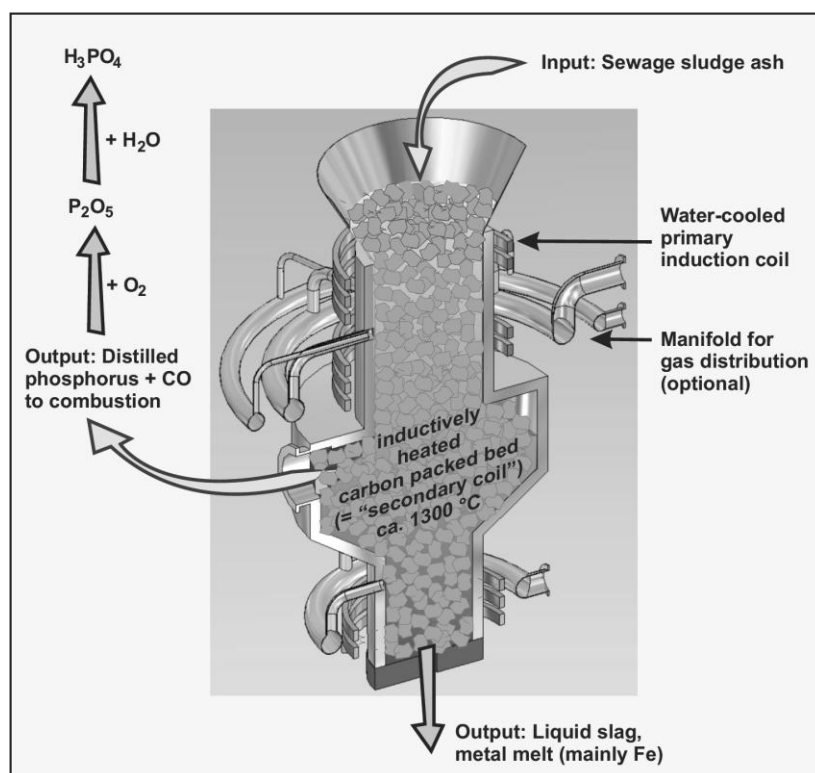


Fig. 1: Principle of the phosphorus recovery from sewage sludge ash in the InduCarb retort

While the phosphates and the flux  $\text{SiO}_2$  are main constituents of the ash (see Tab. 1), the carbon can either be supplied by the bed material or by addition of a carbon carrier to the input.

Next to the P<sub>2</sub>-CO gas, the main products will be a Ca-Si slag as well as an alloy consisting mainly of iron. The slag is expected to be usable as binder in the cement industry, avoiding the release of fossil CO<sub>2</sub> by calcination of natural carbonates; the iron alloy will be offered to the steel industry.

In order to explain possible side reactions of the process, the following table shows an orientating composition of sewage sludge ash including average heavy metal contents:

Tab. 1: Orientating composition of sewage sludge ash and its heavy metal contents  
(Source: ISWA – University of Stuttgart)

Oxides	Gew.-%	Heavy Metals	mg/kg dry matter
SiO <sub>2</sub>	37	Zn	2800
Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	15	Cu	900
CaO	14	Pb	270
Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	13	Cr	200
P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	13	Ni	140
MgO	2.0	Cd	5
K <sub>2</sub> O	1.4	Hg	not detectable
Na <sub>2</sub> O	0.7	Remark: The Fe and Al contents may vary	
TiO <sub>2</sub>	0.7	strongly with the P-precipitation and sludge	
MnO	0.2	conditioning process.	

Next to phosphorus also other ash elements reducible by carbon will be reduced. While high-boiling heavy metals (e.g. Cu, Cr) will predominantly alloy with the iron, others like Zn and Cd will rather evaporate together with the phosphorus. Less noble lighter metals will mainly be found in the Ca-Si slag.

The ash's phosphorus compounds, e.g. calcium and iron phosphates, are theoretically all accessible for the Woehler reaction. Unlike the large dimensions of the melt in the electric arc furnace, the thin reacting layer of molten ash on the InduCarb's packed bed particles allows the gaseous product to escape easily without reacting significantly with the other constituents. The loss of phosphorus to the alloy will therefore supposedly be very low.

In the planned laboratory plant, the product gas will be incinerated and subsequently scrubbed to produce phosphoric acid. Depending on the heavy metal concentration of the ash input, the phosphoric acid as well as the solid products may be also contaminated. To reduce this effect, it is possible to pre-treat the ash by a melt step in the so-called Flash reactor, which has already been used successfully for the recovery of zinc from steel dust in the RecoDust process (Dobay et al. 2009, Delfs et al. 2010, Delfs et al. 2011). In this two-stage RecoPhos process, the heat necessary for the melting of the sludge ash can be generated from alternative heat sources, such as dried sewage sludge mixed with the ash input. The evaporating metals can be removed from the waste gas stream of the first stage (Flash reactor); the purified melt is further reduced on the InduCarb, where electricity is hence only needed as energy source for the endothermic reduction.

### 3.2 The EU-project RecoPhos

The EU-project RecoPhos has officially started in March 2012 and is funded by the European Commission via the FP7 programme "Eco-Innovation!". Coordinating party is the Montanuniversitaet Leoben, Austria, who is supported by nine partners from academia and industry: the University of Stuttgart (D), SGL Carbon GmbH (D), INERCO Ingeniería S.A. (E), INSPYRO N.V. (B), H-CPE Hariri Chemical Process Engineering (CH), JELOGA Engineering (F), M.I.T. Metallurgy & Inorganic Technology (A), GCTU mbH Chemical and Environmental Engineering (D) and MAL GmbH Metal Construction – Plant Engineering (A). Tasks to be solved during the three years' project duration are process modelling and simulation; acquisition of suitable P-carriers and (waste) additives; design, construction and operation of a continuous lab scale plant; optimisation of output quality, operational safety as well as environmental and economical aspects. The behaviour and paths of heavy metals will require particular attention.

## 4 OUTLOOK

Thermal techniques to recover phosphorus from sewage sludge have not been realised often in the past. However, the ones developed so far have been tested up to industrial scale. Producing fertilisers containing phosphorus and other nutrients, they offer interesting possibilities for future P-recycling and occasionally also sludge disposal. The new thermal RecoPhos process chooses the way of decomposing the ash completely to separate the phosphorus from its mineral matrix. The production of a variably usable product ( $\text{H}_3\text{PO}_4$ ) from all kinds of sludge ashes in small decentralised plants can make the establishment of this technique on the P-recovery market possible.

## SOURCES

- Delfs, N., Dobay, F., Raupenstrauch, H. (2010) Flash-Reactor Pilot Plant for the recovery of Dusts containing Zinc. Conference *58th Zinc Experts Committee Meeting*, Förde, Norway, 01 September 2010.
- Delfs, N., Dobay, F., Raupenstrauch, H., Pilz, K. (2011) Successful Start-Up of the Flash-reactor Pilot Plant. Conference *KI-MET Scientific Exchange Day*, Linz, Austria, 21 March 2011.
- Dobay, F., Antrekowitsch, J., Antrekowitsch, H., Raupenstrauch, H. (2009) Flash-Reactor Process for the Recovery of Dusts Containing Zn. Conference *AIChE Annual Meeting*, Nashville TN, USA, 8. – 13. November 2009.
- Drissen, P. (2009) (no title) Poster for the kick-off meeting of the BMBF funding programme *r<sup>2</sup> – Innovative Technologien für Ressourceneffizienz – rohstoffintensive Produktionsprozesse*, Bonn, Germany, 23 June 2009.
- Drissen, P. (2010) Optimierte Ressourceneffizienz in der Konverterstahlerzeugung durch Phosphoranreicherung der LD-Schlacke. Status seminar of the BMBF funding programme *r<sup>2</sup> – Innovative Technologien für Ressourceneffizienz – rohstoffintensive Produktionsprozesse*, Berlin, Germany, 4 November 2010.
- Hagspiegel, B. (2012) Klärschlammmanagement und Phosphorrecycling in der Metropolregion Nürnberg. Presentation on the conference *Phosphor-Recycling national und international* during IFAT trade fair, Munich, Germany on 8 May 2012.
- Ingitec (2009) Abschlussbericht “Metallurgisches Phosphorrecycling”, AZ: 24557-23. *Final report to the research project “Mephrec”*, funded by the German DBU. Leipzig, Germany 29.05.2009.
- Korving, L. (2010) Recycling of phosphate from wastewater in the Netherlands. Conference *7. BMBF-Forum für Nachhaltigkeit*, Berlin, Germany, 2. – 4. November 2010.
- Mocker, M. and Faulstich, M. (2006) Verfahren zur Phosphorrückgewinnung aus Klärschlamm. *Müll und Abfall* (ISSN 0027-2957) 09/2006, pp. 460-465.
- Outotec (2012) Website: [http://www.outotec.com/pages/Page\\_\\_\\_\\_40618.aspx?epslanguage=EN](http://www.outotec.com/pages/Page____40618.aspx?epslanguage=EN), accessed on 30 July 2012.
- Rapf, M., Raupenstrauch, H, Cimatoribus, C. & Kranert, M. (2012) A new thermo-chemical approach for the recovery of phosphorus from sewage sludge. In: Proceedings of the *International Recycling & Recovery Congress IRRC*, Berlin, vivis Verlag. (to be published on 10 September 2012)
- Sartorius, C., von Horn, J., Tettenborn, F. (2011) Phosphorus Recovery from Wastewater – State-of-the-Art and Future Potential. International Conference *Nutrient Recovery 2011 – Inside and outside the fence*, Miami, USA, 9 – 12 January 2011.
- SNB (2012) Website <http://www.phosphaterecovery.com/recovery/recovery-during-sludge-processing/phosphate-production/91>, accessed on 30 July 2012.

# Das Projekt RecoPhos im Rahmen der Phosphor-Rückgewinnungsstrategien

F. Naji, C. Cimatoribus & M. Kranert

*Universität Stuttgart, Institut für Siedlungswasserbau, Wassergüte- und Abfallwirtschaft, Lehrstuhl für Abfallwirtschaft und Abluft, Stuttgart, Deutschland*

**KURZFASSUNG:** Eine bedeutende, potenzielle Quelle zur Phosphorrückgewinnung stellt das kommunale Abwasser dar. Um den im Abwasser enthaltenen Phosphor nutzbar machen zu können, wurden in den letzten Jahrzehnten zahlreiche nass-chemische und thermo-chemische Ansätze zur P-Rückgewinnung entwickelt.

Kommt es zu einer großtechnischen Umsetzung stellt sich die Frage, welche Randbedingungen vorliegen müssen, damit die Anwendung eines Phosphor-Rückgewinnungsverfahrens erfolgreich erscheint. Mit diesem Artikel soll ein Überblick geschaffen werden, unter welchen Voraussetzungen welche Ansätze sinnvoll sein können.

Schlussendlich soll auch der Stellenwert des im neuen EU-Projekt RecoPhos zu entwickelnden Verfahrens in der „Welt der Phosphorrückgewinnung“ dargestellt werden.

## 1 DER PHOSPHATMARKT

Phosphor gilt als limitierender Faktor beim Pflanzenwachstum. Dadurch wird ihm als essentieller Bestandteil der Düngemittelproduktion ein besonderer Stellenwert zugeschrieben.

Tatsache ist, dass Phosphor im Gegensatz zu fossilen Energieträgern nicht substituierbar ist. Die Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe in Hannover schätzt die weltweiten Vorräte aus wirtschaftlichen Lagerstätten auf 18 Mrd. Mg (2007). Bei einer Abbaurate von 156 Mio. Mg/a (2007), wurde eine statistische Reichweite von 115 Jahren vorausgesagt. Aus dieser Rechnung ausgeschlossen sind sowohl die nachgewiesenen marginalen und semimarginalen Reserven als auch die nicht nachgewiesenen Ressourcen (Elsner 2008).

Im Zeitraum vom April 2007 bis August 2008 stieg an den Rohstoffbörsen der Preis für die Tonne Phosphaterz zwischenzeitlich von 40 auf 430 US-Dollar. Aktuell liegt der Preis bei 120 US-Dollar (Reichert & Schmidt 2011). Etwa 85 % des jährlich abgebauten Phosphaterzes werden letztlich zu Dünger verarbeitet. Zurzeit liegt der Preis für Phosphatdünger für den Einsatz im landwirtschaftlichen Bereich in Deutschland bei 390 bis 440 Euro/Mg Phosphorpentoxid ( $P_2O_5$ ), was einen Preis von 900 bis 1.000 Euro/Mg Phosphor entspricht (RWTH Aachen 2012). Phosphorsäure (P-Säure) wurde 2011 sogar zwischen 1.200 und 1.300 Euro/Mg gehandelt (Sartorius 2011).

Das Bevölkerungswachstum, die politische Lage in der Welt und die Phosphatpreisentwicklung der letzten Jahrzehnte zeigen, dass neue, abbauwürdige Phosphatquellen erschlossen werden müssen.

## 2 KLÄRSCHLAMM ALS ROHSTOFF FÜR DIE P-RÜCKGEWINNUNG

Eine bedeutende, potenzielle Quelle zur Phosphorrückgewinnung stellt das kommunale Abwasser dar. Von den im Jahr 2010 knapp 2 Mio. Mg Trockensubstanz (TS) in deutschen Kläranlagen erzeugten Klärschlamm (KS) wurden etwa 30 % landwirtschaftlich genutzt (Wiechmann 2012). Die landwirtschaftliche Nutzung von Klärschlamm ist jedoch mit Schwierigkeiten behaftet. Zum einen ist Klärschlamm mit Schwermetallen, pathogenen und endokrinen Substanzen kontaminiert und zum anderen werden „neue“ gesundheitsschädliche Stoffe im Klär-

schlamm nachgewiesen. Beispielsweise wird mit der Novellierung der Klärschlammverordnung (AbfKlärV) ein Grenzwert für Perfluorierte Tenside (PFT) eingeführt, der mit 0,1 mg/kg TS angegeben wird (Wiechmann 2012).

Über den Zwischenschritt der thermischen Mono-Behandlung, allen voran der Verbrennung und Vergasung, wird der Wasseranteil im Schlamm vollständig entfernt und sämtliche organische Verbindungen verbrannt (Glühverlust < 5 %). Durch den Verbrennungsprozess geht Phosphor quantitativ in die Klärschlammmasche (KSA) über. Auf diese Weise erhält man ein sekundäres Phosphaterz mit einem P-Gehalt von etwa 3 bis 12 %<sub>w</sub> (eigene Erhebung).

Entwässerter Faulschlamm enthält etwa 10 g/kg Phosphor wobei Klärschlammmasche sogar ca. 64 g/kg Phosphor aufweist (Pinnekamp 2007). Das Umweltbundesamt geht daher von einem P-Rückgewinnungspotential in Deutschland von jährlich etwa 50.000 Mg Phosphor aus Klärschlamm bzw. von etwa 66.000 Mg Phosphor aus Klärschlammmasche aus (Wiechmann 2012).

In Tab. 1 ist das Gesamtklärschlammaufkommen für die Europäischen Union (EU), Deutschland und -Württemberg (Ba-Wü) aufgelistet.

Tab. 1: Klärschlammaufkommen und Anteil des thermisch-behandelten Klärschlammes in Ba-Wü, in Deutschland und in der EU. Stand 2010 (Wurster 2011), (Wiechmann 2012)

Gesamtklärschlammaufkommen in EU	11,5 Mio. Mg TS/a
Thermische Behandlung in EU	23,8 %
Gesamtklärschlammaufkommen in Deutschland	1,9 Mio. Mg TS/a
Thermische Behandlung in Deutschland	53,2 %
Gesamtklärschlammaufkommen in Ba-Wü	0,25 Mio. Mg TS/a
Thermische Behandlung in Ba-Wü	90 %

### 3 VERFAHREN ZUR P-RÜCKGEWINNUNG

#### 3.1 P-Rückgewinnung aus Abwasser und Klärschlamm

Nass-chemische Verfahren gewinnen den Phosphor aus dem flüssigen Schlamm oder phosphorreichen Abwassernebenströmen. Dies geschieht meist über die Produktion des direkt als Dünger verwendbaren Magnesiumammoniumphosphats (MAP, Struvit). Diesbezüglich sind beispielsweise mit dem Stuttgarter-Verfahren, dem Gifhorn-Verfahren (ehem. Seaborne) oder dem AirPrex-Verfahren, bereits großtechnische Versuche durchgeführt worden. Ostara in Nordamerika und Unitika in Japan bieten ihre Anlagen bereits zum Kauf an.

Da diese Verfahren mit vergleichsweise geringem apparativen Aufwand errichtet werden können, wäre eine Anbindung an jede bestehende Kläranlage theoretisch möglich, wenn entsprechenden verfahrenstechnische Voraussetzungen vorhanden sind. Die Integration kann je nach Verfahren an unterschiedlichen Stellen der kommunalen Abwasser- und Klärschlammbehandlung stattfinden: Am Ablauf der Kläranlage, aus dem Schlammwasser (nach Teilstrombehandlung) oder aus dem entwässerten Faulschlamm.

Je nach dem an welcher Stelle die Anbindung erfolgt, müssen unterschiedliche Massenströme bzw. Volumenströme mit unterschiedlicher P-Beladung transportiert und verarbeitet werden. Dieses Verhältnis von P und Massenstrom stellt ein wichtiges Kriterium zur Bestimmung der Investitions- und Betriebskosten dar.

Nimmt man an, dass innerhalb der EU der Kläranlagenausbau in den nächsten Jahren vorangetrieben wird, könnte in die neu zu errichtenden Kläranlagen ein nass-chemischer P-Rückgewinnungsprozess eingeplant werden. Zwar käme ein zusätzliches Behandlungssystem hinzu, dagegen kann in einigen Fällen auf gewisse Behandlungsschritte in der Kläranlage, wie N-Entnahme oder P-Fällung verzichtet werden, da nass-chemische Verfahren oft in der Lage sind außer der P-Rückgewinnung auch die Stickstofffracht des Abwassers zu reduzieren. Gegebenenfalls wäre eine Nachrüstung für bestehende Anlagen denkbar. Das Stuttgarter Verfahren kann beispielsweise in Kläranlagen mit P-Eliminierung durch Eisensalze eingesetzt werden. Die Integration des Prozesses ist daher ohne Verfahrensumstellung möglich (Sartorius 2011).

Die maximal mögliche P-Rückgewinnungsrate aus Abwasser und Klärschlamm mit nass-chemischen Prozessen kann, wegen der Bindung großer Teile des Phosphors in Bakterienzellen, mit 40 % angegeben werden (Montag 2008). Laut (Hermann 2009) ist es so, dass je stabiler die Phosphorverbindungen sind, desto größer ist der spätere Aufwand bei der P-Rückgewinnung für

ein gut pflanzenverfügbares Düngemittel. Die Rückgewinnungsrate ist abhängig vom vorausgehenden Phosphor-Eliminationsverfahren. Für einige der nass-chemischen P-Rückgewinnungsverfahren gilt eine vermehrte biologische Phosphorelimination (Bio-P) als obligatorisch. In Europa wenden aber nur wenige der Kläranlagen Bio-P als Phosphoreliminationsverfahren an (Hermann 2009). Daher muss weiter nach Alternativen geforscht werden.

Ein weiteres Kriterium für die Wirtschaftlichkeitsbetrachtung eines Verfahrens sind die Kosten für Betriebschemikalien. Durch den chemischen Aufschluss müssen bei nass-chemischen Verfahren größere Mengen an Chemikalien, wie z.B. Zitronensäure oder P-Säure eingesetzt werden. Diese stellen einen ausschlaggebenden Kostenfaktor bei der P-Rückgewinnung dar. Ob für die Gewinnung eines P-Produkts aus Abwasser der Einsatz einer vergleichsweise hochwertigeren Substanz wie P-Säure sinnvoll ist, erscheint fragwürdig. Abgesehen davon werden bei einigen Verfahren durch die Herauslösung der Phosphate auch unerwünschte Begleitstoffe herausgelöst. Diese müssen dann wiederum aufwendig von den Phosphaten abgetrennt werden, wie z.B. beim Seaborn- oder beim Foxnan-Verfahren (Sartorius 2011).

Geht die Entwicklung hin zu Verfahren mit größeren Durchsätzen, ist eine Bündelung von Klärschlammströmen an einem zentralen Standort sinnvoll. Eine dezentrale Lösung wäre bei P-Rückgewinnungsverfahren für geringe Durchsätze geeignet. Bei "Niedrigen Ausbeuten" kann das so gewonnene Phosphorprodukt bspw. an lokale Abnehmer geliefert werden. Entsprechende Vermarktungsstrategien müssen noch weiter untersucht werden. Dabei sollte aber nicht nur die technische Umsetzbarkeit und die Wirtschaftlichkeit betrachtet werden sondern auch der ökologische Nutzen bzw. Schaden der zum Beispiel durch Transport oder Infrastruktur wie Pipelines verursacht wird.

Wegen der verhältnismäßig geringen P-Rückgewinnungsrate produzieren nass-chemische Prozesse phosphathaltige Abfallschlämme, welche entsorgt werden müssen. Eine landwirtschaftliche Nutzung ist wegen der im Rest-Schlamm immer noch enthaltenen Schadstoffe und wegen des geringen Phosphorgehalts nicht zielführend.

Bei einem Verbot der Deponierung von organischen Abfällen (in Deutschland seit 2005 umgesetzt) kommt als einziger Entsorgungsweg für diese Reststoffe die thermische Behandlung in Frage. Deren fester Rückstand wäre dann eine phosphathaltige Asche. Es gibt Vorschläge, diese dann mit einem thermo-chemischen P-Rückgewinnungsverfahren weiterzubehandeln, was aber ebenfalls auf Grund des geringen P-Gehalts nur eingeschränkt möglich wäre. Die Kombination mehrerer unterschiedlicher Verfahren mit demselben Ziel als Prozesskette hat zudem naturgemäß eine niedrigere Gesamteffizienz bzw. höhere spezifische Kosten im Vergleich zum Einzelverfahren zur Folge.

Die nass-chemische Phosphorrückgewinnung aus Klärschlamm oder Abwasser ist folglich vor allem in Regionen sinnvoll einsetzbar, wo die thermische Mono-Behandlung des Schlammes nicht zur Verfügung steht.

Eine Weiterentwicklung dieser Prozesse zu höheren Rückgewinnungsraten und geringeren Kosten wird derzeit in zahlreichen Forschungs- und Entwicklungsprojekten betrieben.

### 3.2 P-Rückgewinnung aus Klärschlammasche und RecoPhos

Durch die Verbrennung werden die flüchtigen Bestandteile, der Wassergehalt und der brennbare Anteil vollständig aus dem Klärschlamm entfernt. Nach der Behandlung bleiben von der ursprünglichen Klärschlamm-trockenmasse noch etwa 50 %<sub>w</sub> als Asche übrig.

Die thermische Klärschlammbehandlung findet zurzeit nicht nur in Form von Monobehandlung statt. Durch die Mitverbrennung in Kohlekraftwerken oder bei der Mitverbrennung mit Siedlungsabfällen wird jedoch der Phosphoranteil in der Klärschlammasche stark verdünnt. Bei der KS-Verwertung in der Zementindustrie geht der Phosphor in den Baustoff über und so dem Phosphorkreislauf unwiederbringlich verloren. Durch die KS-Mitverbrennung ergibt sich bereits eine heute noch erhebliche Einschränkung bei der Phosphorrückgewinnung aus Klärschlammasche. Derzeit wird eine geringe Menge des in Europa produzierten Klärschlammes in Mono-Behandlungsanlagen verascht.

Eine direkte landwirtschaftliche Nutzung von Klärschlammaschen als Dünger ist wegen der fallweise hohen Schwermetallgehalte und der geringen Pflanzenverfügbarkeit der in ihr enthaltenen Phosphate nur eingeschränkt sinnvoll.



Durch die thermische Monobehandlung des Klärschlammes wird der Phosphor maximal aufkonzentriert. Eine zentrale Nutzung wird insofern begünstigt, als dass die Transportkosten pro Tonne des im sekundären Rohstoff enthaltenen Phosphats stark verringert werden. Außerdem wird der in einem P-Rückgewinnungsverfahren zu verarbeitende Massenstrom minimiert und das Einsatzmaterial verfestigt, was die Handhabung (Förderung, Transport, Lagerung) wesentlich vereinfacht. Dieser Sachverhalt wirkt sich positiv auf die Investitions- und Betriebskosten aus.

Die meisten Ansätze zum nass-chemischen Aufschluss von Klärschlamm-Asche aus Monoverbrennungsanlagen sind wegen Unwirtschaftlichkeit, auf Grund niedriger Ausbeuten, großer Massenflüsse und aufwendiger Produktaufbereitung wieder aufgegeben worden. Nach (Sartorius 2011) werden sich nass-chemische Prozesse zur Phosphorrückgewinnung aus KSA aus genannten Gründen nicht durchsetzen lassen.

Bisher ist das Ziel thermo-chemischer P-Rückgewinnungsverfahren entweder durch Verdampfung die Schwermetalle aus der KSA zu entfernen (AshDec, (Outotec)) oder eine phosphathaltige Schlacke als Düngemittlersatz zu erzeugen (Mephrec, FEhS/Salzgitter, ATZ). Mit den oben genannten Verfahren sind nach Labortests auch bereits großtechnische Versuche durchgeführt worden. Die Firma Thermphos (NL) verarbeitet bereits größere Mengen eisenarmer KS-Asche in ihren Schmelzöfen zur Herstellung von elementarem Phosphor bzw. von thermischer Phosphorsäure.

In dem im März 2012 begonnenen EU-Forschungsprojekt RecoPhos werden die Montanuniversität Leoben, die Universität Stuttgart und acht Partner aus der Industrie ein neues P-Rückgewinnungsverfahren entwickeln, welches industriell einsetzbare Rohstoffe produziert. Durch einen thermisch-reduktiven Totalaufschluss von Klärschlamm-Asche wird Phosphor als thermische Phosphorsäure zurückgewonnen. Vorausgesetzt ist somit auch hier die thermische Vorbehandlung der Schlämme.

Durch das RecoPhos-Verfahren sollen neben P-Säure eine Kalzium-Silikatschlacke und eine Eisenlegierung gewonnen werden. Die P-Säure soll nicht nur in der Düngemittelproduktion, sondern auch in der Chemieindustrie eingesetzt werden. Zuschlagsstoffe zur Aufwertung des zurückgewonnenen Phosphors sind überflüssig. Welche Additive bei den P-Rückgewinnungsverfahren einen positiven Effekt auf die Prozessführung haben, muss noch untersucht werden.

Für die Rückgewinnung aus KSA wird eine maximal mögliche Rückgewinnungsrate von etwa 90 % vorausgesehen (Montag 2008). Der im Reststoff verbleibende P-Anteil wäre deutlich geringer als bei Reststoffen aus nass-chemischen Verfahren. Die Rückgewinnungsrate ist einer der entscheidenden Faktoren bei der Betrachtung der Wirtschaftlichkeit einer P-Rückgewinnungsanlage. Beispielsweise hat (Sartorius 2009) für den thermo-chemischen Prozess AshDec - unter gewissen Bedingungen - eine Wirtschaftlichkeit innerhalb des nächsten Jahrzehnts prognostiziert.

Durch den verfahrenstechnischen Aufwand sind bei thermo-chemischen Prozessen die Investitions-, Betriebs- und Personalkosten als verhältnismäßig hoch einzustufen. Aufgrund von komplexen Abgasreinigungssystemen und aufwendiger Sicherheitstechnik muss gut ausgebildetes Personal eingesetzt werden. Standorte, an welchen bereits thermische Verfahrenstechnik eingesetzt werden, sind diese Aspekte allerdings beherrschbar. Es ist abzusehen, dass sich der Einsatz thermo-chemischer P-Rückgewinnungsprozesse auf Länder und Regionen beschränken wird, wo diese Art von Verfahrenstechnik umsetzbar und bezahlbar ist.

Eine Zwischenlagerung der Asche, um den Phosphor in künstlichen Vorkommen zu erhalten, sollte in Monodeponien oder in abgetrennten Bereichen von bestehenden Deponien erfolgen. So kann der Phosphor der Klärschlamm-Aschen zu einem späteren Zeitpunkt, wenn großtechnische Verfahren wirtschaftlich umsetzbar sind, zurückgewonnen werden. Um rechtzeitig aktuelle abfallwirtschaftliche Strukturen umgestalten zu können, sollten in naher Zukunft entsprechende verpflichtende Regelungen vorgesehen werden. Der Einsatz von KSA als sekundäre P-Quelle erfordert zudem den Stopp ihrer stofflichen Verwertung, beispielsweise als Ersatzbaustoff oder ihrer gemeinsamen Deponierung mit anderen Abfällen. Die meisten nass-chemischen Prozesse sind von dieser Problematik nicht betroffen, da sie Schlamm oder Schlammwasser verarbeiten.

Bei der Primärphosphorproduktion im Elektrolichtbogenofen können stark eisenhaltige Erze nicht eingesetzt werden, da die Anwesenheit von Eisen wegen seiner Affinität zu Phosphor die Produktausbeute beeinträchtigt, weshalb zur Primärphosphorproduktion aus Rohphosphaten

keine KSA genutzt werden kann. Aus demselben Grund kann bei der P-Rückgewinnung aus KSA durch die Firma Thermphos ausschließlich KSA aus Kläranlagen mit Aluminiumfällung eingesetzt werden (Horn 2010). Auch bei nass-chemischen Prozessen, in welchen gefällte Phosphate aus Klärschlamm rückgelöst werden, wirken sich Eisenionen negativ auf das Verfahren aus. Da in der EU aber größtenteils mit effizienten und kostengünstigen Eisensalzen gefällt wird (Haslwimmer 2012), wäre es für viele P-Rückgewinnungsverfahren vorteilhaft, die P-Elimination großräumig auf eine Fällung mit Aluminiumsalzen oder biologische Verfahren umzustellen. Ein anderer denkbarer Weg, ohne bereits etablierte effiziente Verfahren einstellen zu müssen, wäre, Verfahren zu entwickeln, die bezüglich der Input-Zusammensetzung anspruchsloser sind. Im Rahmen des RecoPhos-Prozesses wird dieses Kriterium, also die Einsetzbarkeit von Aschen verschiedener Zusammensetzungen unabhängig von der im Klärprozess angewandten P-Eliminierung, angestrebt.

Eines der Ziele bei der Entwicklung des RecoPhos-Prozesses ist es, trotz höherer Eisengehalte in der KSA eine hohe Rückgewinnungsrate zu erreichen und so ein universell einsetzbares Produkt, nämlich P-Säure zu gewährleisten. Bei Temperaturen über 1000 °C und einer reduzierenden Atmosphäre sollen Dünnschichtreaktionen die entsprechenden Umsätze erzielen. Dies erfordert den Einsatz von Reduktionsmitteln wie z. B. Koks. Die bei allen thermo-chemischen Verfahren zu erreichenden und beizubehaltenden hohen Temperaturen (bis über 1500 °C), sind mit einem hohen energetischen Aufwand verbunden. Fossile Energieträger wie Koks, Grafit aber auch der Einsatz von Sauerstoff aus Luftzerlegungsanlagen lassen den Primärenergieverbrauch und die CO<sub>2</sub> Erzeugung vergleichsweise deutlich steigen. Für das RecoPhos-Verfahren wird dieser aber voraussichtlich mit der Phosphaterzeugung aus Rohphosphat vergleichbar sein. Eine Kopplung von Produkterzeugungskosten und Primärenergiekosten ist somit immer gegeben und muss bei der Technologieentwicklung berücksichtigt werden. Um die CO<sub>2</sub> Bilanz zu verbessern könnten CO<sub>2</sub>-neutrale oder regenerative Energieträger eingesetzt werden. Klärschlamm wird als CO<sub>2</sub>-neutral angesehen, wodurch fossile Energieträger wie Kohle eingespart werden können.

Bei den meisten thermischen P-Rückgewinnungsverfahren wird Phosphor in Form einer Mineralmatrix gewonnen. Üblicherweise muss diese aber mit Zuschlagstoffen wie zusätzlichen Phosphaten und anderen Nährstoffen wie Kalium, Stickstoff, Magnesium oder Schwefel angereichert werden, um als Düngemittel zum Einsatz zu kommen. Dies gilt beispielsweise für das AshDec-P-Granulat (Hermann 2008). Aber auch die anderen oben genannten Verfahren sind im allgemeinen auf den Zusatz von Phosphaten zu ihren Produkten, oder aber die Verwendung von P-reicheren Einsatzstoffen angewiesen, um marktfähige Produkte zu erzeugen. Vorteilhaft wären Technologien, die ohne P-Zuschlagstoffe nutzbare Phosphorprodukte erzeugen können, da diese einerseits einen zusätzlichen Kostenfaktor darstellen, andererseits, weil die Abhängigkeit vom Rohstoffmarkt, wenn auch im verringerten Ausmaß, erhalten bleibt. Außerdem würde der Zuschlag von Phosphaten aus der Primärphosphaterzeugung den Substitutionseffekt reduzieren.

Auch hier setzt das RecoPhos-Verfahren an, da das P-Produkt hochkonzentrierte P-Säure sein soll, ohne dass Zuschlagstoffe benötigt werden. Was das RecoPhos-Verfahren angeht, befindet es sich zurzeit in der Planungsphase. Eine praktische Umsetzung erfolgt nicht vor 2013.

#### 4 FAZIT

Kommunale Abwässer stellen eine Phosphorquelle dar. Ihre Erschließung ist eine sinnvolle Alternative zu einer in Zukunft immer problematisch werdenden Phosphorgewinnung aus fossilen Quellen. Lösungsansätze sind die P-Rückgewinnung aus Abwasser, Klärschlamm oder Klärschlammmasche. Man unterscheidet zwischen thermo-chemischen und nass-chemischen Rückgewinnungsverfahren. Bei nass-chemischen Verfahren müssen größere Massenströme verarbeitet werden. Durch thermische Behandlung wird Phosphor im Klärschlamm aufkonzentriert und der Massenstrom minimiert. Der nasse Aufschluss aus Klärschlammmasche ist nach heutigem Kenntnisstand nicht durchsetzbar. Bei der Rückgewinnung aus Klärschlammmasche kann bei minimalem Massenstrom eine maximal mögliche Rückgewinnungsrate von 90 % erreicht werden. Die maximal mögliche Rückgewinnungsrate bei nass-chemischen Verfahren ist mit 40 % geringer als bei thermo-chemischen Verfahren. Außerdem entsteht ein P-haltiger Reststoff, der aufgrund seines geringen P-Gehalts nach einer thermischen Behandlung nicht für eine thermo-chemische

P-Rückgewinnung in Frage kommt. Thermo-chemische Verfahren sind nur dann möglich, wenn vorher eine thermische-Monobehandlung des Klärschlammes stattgefunden hat. Die Mitverbrennung in Abfallverbrennungsanlagen, Kohlekraftwerken oder in der Zementindustrie verhindert eine Rückgewinnung. Hinsichtlich der P-Verwertung ist in Deutschland bereits mehrmals die Forderung geäußert worden, die Kapazitäten zur Klärschlamm-Monoverbrennung zu erweitern und im Gegenzug sukzessive aus der Mitverbrennung auszusteigen. Dort wo bereits thermische KS-Behandlungsanlagen bestehen liegt die Anbindung einer thermo-chemischen Rückgewinnungsanlage nahe. Wo eine thermische KS-Behandlung nicht möglich ist, müssen folglich nasschemische Verfahren zum Einsatz kommen. Daher sollte die Forschung sowohl bei thermo-chemischen als auch nass-chemischen Verfahren weiterverfolgt werden. Bedarf besteht in der Reduktion der Kosten für Betriebschemikalien, Anlagen-, Energie- und Personalkosten. Je nach Verfahren werden P-Produkte unterschiedlicher Qualität gewonnen. Manche Produkte benötigen Zuschlagstoffe, um als Düngemittel eingesetzt werden zu können. Das Endprodukt beim thermo-chemischen RecoPhos-Verfahren wird universell einsetzbare Phosphorsäure sein. Eine praktische Umsetzung erfolgt nicht vor 2013.

## LITERATUR

- Elsner, H (2008) Stand der Phosphat-Reserven weltweit. In: *Braunschweiger Nährstofftage 2008*. Hannover, Deutschland: Anstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Hannover.
- Hermann, L. (2008) Erneuerbare Phosphatdünger aus Klärschlammmasche Für: *Abfallwirtschaft und Altlastensanierung heute und morgen*. Universität für Bodenkultur. Wien, Österreich.
- Haslwimmer, T. (2012) persönliche Mitteilung, Städtentwässerung Stuttgart SES, Eigenbetrieb Städtentwässerung Hauptklärwerk Mühlhausen, Stuttgart, Deutschland.
- Hermann, L. (2009) Rückgewinnung von Phosphor aus der Abwassereinigung. Eine Bestandsaufnahme. *Umwelt-Wissen Nr. 0929*. Bundesamt für Umwelt, Bern, Schweiz.
- Horn, C. (2010) Technologievorausschau für Phosphorrecyclingtechnologien. Im Rahmen des Projektes: *Phosphorrecycling – Ökologische und wirtschaftliche Bewertung verschiedener Verfahren und Entwicklung eines strategischen Verwertungskonzeptes für Deutschland* im Auftrag des Bundesministeriums für Bildung und Forschung (Fkz 02WA0807). Karlsruhe, Deutschland. Fraunhofer-Institut für System- und Innovationsforschung ISI, Karlsruhe.
- Jacobs, U. (2010) Dezentrale Klärschlammverbrennung in Deutschland und den europäischen Nachbarländern, EcoSystemsInternational ESI, Groemitz, Deutschland.
- Montag, D. (2008) Phosphorrückgewinnung bei der Abwasserreinigung – Entwicklung eines Verfahrens zur Integration in kommunale Kläranlagen. Dissertation an der Rheinisch-Westfälischen Technischen Hochschule Aachen, Deutschland.
- Pinnekamp, J. (2007) Thermische Klärschlamm Entsorgung in Deutschland sowie Verfahren zur Phosphorrückgewinnung aus Asche. Zum Forschungsvorhaben: *Phosphorrecycling - Rückgewinnung von industriell bzw. landwirtschaftlich verwertbaren Phosphorverbindungen aus Abwasser und Klärschlamm für das Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen*. Aachen, Deutschland. RWTH Aachen.
- Reichert, C. & Schmidt, E. (2011) Phosphorrecycling macht Fortschritte. In: *Karlsruher Institut für Technologie (KIT) - Newsletter*. Karlsruhe, Deutschland.
- RWTH Aachen (2012) Kostendeckende Rückgewinnung von Phosphor aus Abwasser derzeit nicht möglich. Internetseite: [http://www.kompost.de/index.php?id=452&tx\\_ttnews\[tt\\_news\]=305&tx\\_ttnews\[backPid\]=390&cHash=22782933f5](http://www.kompost.de/index.php?id=452&tx_ttnews[tt_news]=305&tx_ttnews[backPid]=390&cHash=22782933f5) abgerufen am: 30.07.2012.
- Sartorius, C. (2011) Technologievorausschau und Zukunftschancen durch die Entwicklung von Phosphorrecyclingtechnologien in Deutschland. Karlsruhe, Deutschland. Fraunhofer-Institut für System- und Innovationsforschung ISI, Karlsruhe.
- Wurster, H. (2011) Abfallbilanz Baden-Württemberg 2010. Ministerium für Umwelt, Klima und Energiewirtschaft, Stuttgart, Deutschland.
- Wiechmann, B. (2012) Klärschlamm Entsorgung in der Bundesrepublik Deutschland. Bonn, Deutschland. Umweltbundesamt UBA, Bonn.

# Processing and Recycling of Cuttings from Well Bores

S. Wölfel & A. Schmid

Montanuniversitaet Leoben, Austria

**ABSTRACT:** The paper is about the processing and recycling of cuttings from well bores. The aim of this project is to decrease the environmental impact of drilling for oil and gas (Zero Waste Concept).

## 1 INTRODUCTION

Every year approximately 5,000 tons of cuttings accumulate for every well being drilled in Austria. These cuttings consist of the ground rock formation. The composition of the cuttings depends on the geology and the composition of the drilling fluid. In Austria the most common components are limestone, sandstone, clays and gypsum. These cuttings have to be removed from the drilling fluid and then either landfilled or recycled. Nowadays to decrease the environmental impact recycling is becoming more and more common practice. Due to the inhomogeneous nature of the product its high residual water content and the fact that the cuttings are polluted with hydrocarbons and chemical substances that are added to the drilling mud it is not easy to find a use for it. So far most cuttings are used as fillers or as minor additional constituents in the building industry. Due to the low quality of the products the building industry charges money for the recycling of cuttings. Therefore finding ways to reduce the water content, increase the homogeneity and or reduce the content of pollutants could create a product that can be sold rather than a product that one has to pay to get rid of and even open up new markets.

## 2 DRILLING FLUIDS AND THE CIRCULATION SYSTEM

### 2.1 *Drilling Fluids*

Drilling fluids are essential for the modern way of drilling which is the rotary drilling. In rotary drilling a rotating drill bit drills through the rock formations. The drill bit is connected to the drill string which consists of sections of hollow pipe through which the drilling fluid or “mud” is circulated down, through the bit, and then back up to the surface through the annular space between the outside of the drill string and the inside of the hole or casing (Smith 1989).

The primary functions of the drilling fluids are (Smith 1989):

- Stabilization of the wellbore and control of the subsurface pressures,
- Transportation of cuttings to the surface,
- Suspension of solids when circulation is halted,
- Cooling and lubrication of the bit and the drill string,
- Assistance in suspending the weight of the drill string and casing,
- Transmission of hydraulic horse power to the drill bit and
- Minimization of the formation damage caused by drilling operations.

There are many different types of drilling fluids like water, air, natural gas, water misted in air, foams, and a variety of natural and synthetic oils. The most important ones are water and oil based drilling fluids (Smith 1989).

The most important properties of the drilling fluids are the mud weight density, the viscosity and the fluid loss or filtrate loss (loss of water or oil to the formation) (Smith 1989).

## 2.2 The Circulation System

The drilling fluid makes a circuit from the mud house where it is mixed from the base fluid and the bulk materials, to the suction pit up a pipe into the drill string, down the hole where it picks up drill cuttings and transports them up to the shale shaker where the larger cuttings are screened out, from there to the settling pit and the back to the suction pit where it all starts again. The screened out cuttings get to the “reserve pit” (Smith 1989).

For this to work properly the following auxiliary systems are necessary:

- Shale shaker,
- Mud guns and mud pit agitators,
- Cone type desanders,
- Desilters,
- Centrifuges,
- Mud gas separator and vacuum degasser and
- Mud pumps.

## 2.3 Typical Processing for Drilling Mud

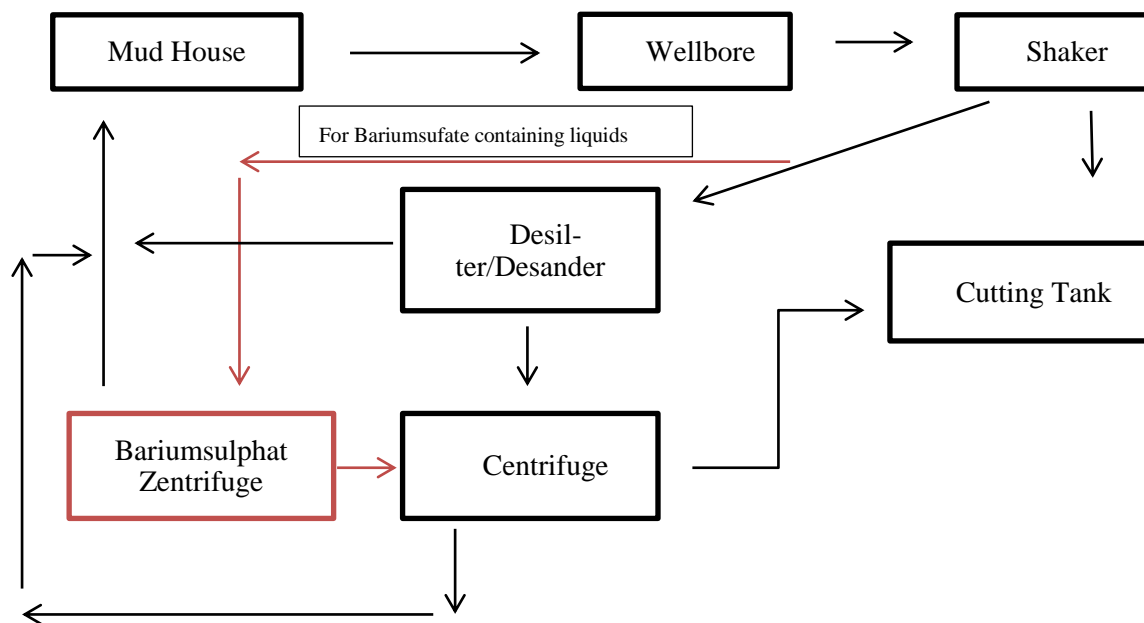


Fig. 1: Typical Processing for Drilling Mud

The drilling fluid is mixed in the mud house and then pumped into the well. The contaminated drilling fluid (containing solids and fluids from the wellbore) is pumped from the wellbore to the shale shakers. Shale shakers are a classical processing system for dewatering solid grains from mud. Modern forms have mostly corrugated (pyramid) screens, which are capable to remove solids as fine as 43  $\mu\text{m}$  (Derrick Equipment Company 2010).

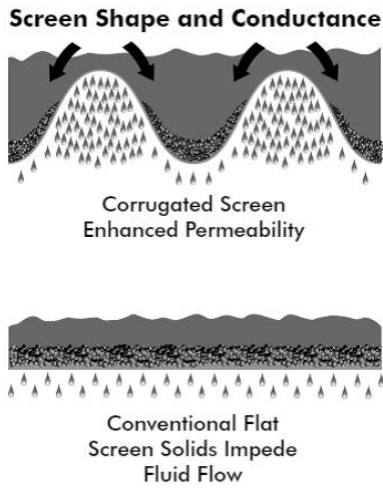


Fig. 2: Shale Shaker corrugated screen vs. conventional flat screen (Derrick Equipment Company 2010)

The coarser particles get to the cutting tank and the finer ones to the desilter and or desander (cyclone) which can remove particles down to 10 µm (Bauer Maschinen GmbH 2012).

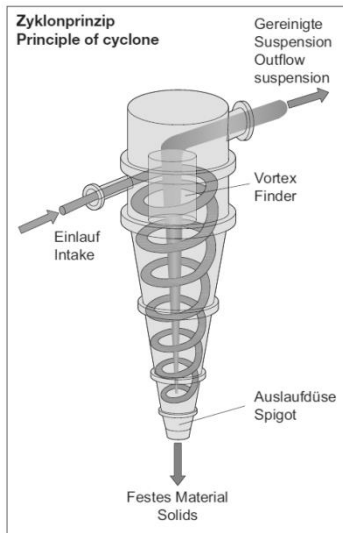


Fig. 3: Cyclone (Bauer Maschinen GmbH 2012)

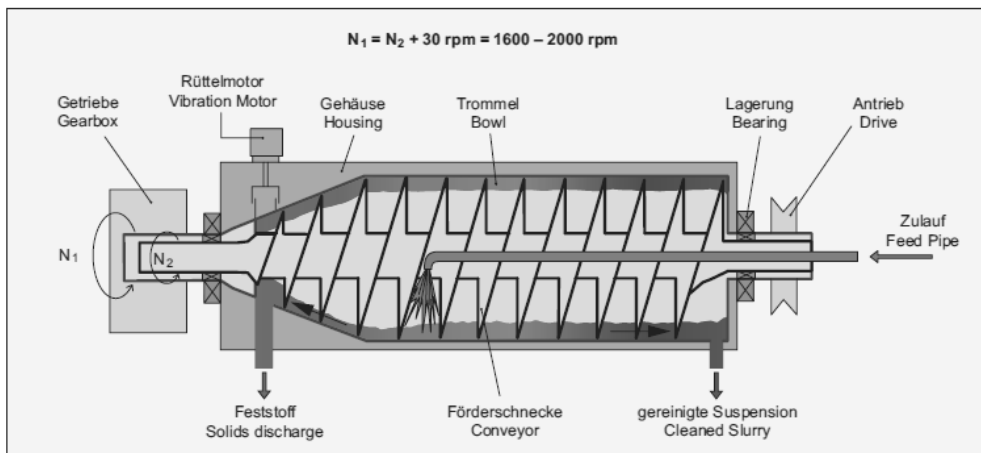


Fig 4: Centrifuge / Decanter (Bauer Maschinen GmbH 2008)

From here the coarse particles get to the centrifuge (decanter) and the liquid back to the mud house. From the centrifuge the coarse particles go to the cutting tank and the remaining liquid to the mud house where the circle starts again. If the drilling fluid includes barium sulfate it is not brought into the desilter but into a special centrifuge which removes the barium sulfate which is then brought back to the mud house, while the finer particles get to the aforementioned centrifuge and proceed as described there (Hofstätter 2012).

Which combination of the available machinery is used and which sizes of particles are to be separated always depend on the specific application (the geology and chemistry of the wellbore and the depth of the wellbore and the maximum and minimum production volume).

All this is necessary to increase the drilling rate the bit life and the life of mud pump parts, by removing the undesirable drilled solids (Smith 1989).

Apart from the aforementioned mechanical separation settling, dilution and chemical treatment are also ways to control the amount of solids in the drilling fluid. For settling the mud has to be kept in a nearly quiescent state long enough for not dissolved solids to descend and collect at the bottom. This can be accelerated with flocculants or by inducing centrifugal force. When using dilution the solids are not actually removed. Only their concentration is changed by adding fluids. This method is usually expensive since bigger volumes have to be handled. Chemical treatment involves the use of chemical substances to remove unwanted solids but it is not recommended for just any mud system because it may affect the mud properties negatively (Smith 1989).

### 3 RESULTS, DISCUSSIONS, CONCLUSIONS

As we can see from the information above the conventional part of the separation is already done at the well bore. The further separation of the polluted cuttings is the task we will focus on in our research. To begin with this, our first step is to analyze the cuttings (grain size, mineralogical and chemical composition, moisture content, etc.) to decide how best to turn them into a sellable product.

So far our goals are to reduce the water content and see if a more homogenous product can be created primarily by mechanical separation.

### REFERENCES

- Bauer Maschinen GmbH (2008) *BD 50 Decanter Catalogue*. Schrobenehausen, Germany: Bauer Maschinen GmbH.
- Bauer Maschinen GmbH (2012) *BE Desander Systems Catalogue*. Schrobenehausen, Germany: Bauer Maschinen GmbH.
- Derrick Equipment Company (2010) *Screen Technology Catalogue*. Houston, USA: Derrick Corporation.
- Hofstätter, H. (2012) *The zero waste concept in drilling* (oral discussion). Leoben, Austria.
- Smith, A.J. (1989) *Drilling fluids and the circulation system*. Houston, USA: The Staff of Baroid Corporation Career Development Center.

# Ergebnisse aus dem Forschungsprojekt "Verwendung von Tunnelausbruch"

R. Galler

*Lehrstuhl für Subsurface Engineering, Montanuniversität Leoben, Leoben, Österreich*

D. Resch

*G. Hinteregger & Söhne Baugesellschaft m.b.H., Salzburg, Österreich*

**KURZFASSUNG:** Das bei Tunnelbauprojekten anfallende Aushubmaterial stellt mengenmäßig einen erheblichen Abfallstrom dar. Im Rahmen des Forschungsprojektes der Österreichischen Vereinigung für Bautechnik (ÖBV) welches von der Forschungsförderungsgesellschaft (FFG), Alpine, Asfinag, Bilfinger+Berger, ÖBB, Porr, TIWAG, Verbund, Wiener Linien, VÖZFi und der MV Strass unterstützt wird, wird aufgezeigt, dass im unmittelbaren Nahbereich der Tunnelprojekte oftmals Betriebe angesiedelt sind, die mineralische Rohstoffe produzieren, welche lithologisch betrachtet, mit dem Ausbruchmaterial im Tunnelvortrieb übereinstimmen. Es zeigt sich, dass die unterschiedliche Vorgangsweise mit Ausbruchmaterial aus dem Tunnelbau und dem Produkt aus dem Mineralrohstoffbetrieb vielfach nicht durch technische Parameter sondern vielmehr durch die unterschiedliche rechtliche Einstufung begründet ist. Kernziel des Forschungsprojektes ist eine möglichst hochwertige Verwertung von Ausbruchmaterial aus dem Tunnelbau und damit die Abfallvermeidung. Es zeigt sich, dass die rechtlichen Rahmenbedingungen noch nicht gänzlich zufriedenstellend sind und der Bedarf nach einem technischen Regelwerk besteht. Ökonomisch betrachtet gilt es nachzuweisen, dass das Ausbruchmaterial dem Bedarf an mineralischen Rohstoffen in einem räumlich zum Tunnelbauprojekt definierten Umfeld gerecht wird und die Wirtschaftlichkeit der Aufbereitung gegeben ist.

## 1 EINLEITUNG

Das im Rahmen des Tunnelvortriebes anfallende Ausbruchmaterial gehört abfallrechtlich zur Kategorie des Aushubmaterials, welches den mengenmäßig größten Abfallstrom in Österreich darstellt. Durch eine Wiederverwertung des Ausbruchmaterials werden natürliche Ressourcen mineralischer Rohstoffe geschont. Weiters verringern sich negative Belastungen einer Tunnelbaustelle auf die Umwelt z.B. durch reduzierte Tarnsportwege und Deponieflächen. Ausgehend von Untersuchungen in der Schweiz wurde im o.g. Forschungsprojekt die Verwendung von Ausbruchmaterial unter den geologischen Randbedingungen in Österreich untersucht. Als Ziele des Forschungsprojektes wurden eine maximale Wiederverwertung des anfallenden Ausbruchmaterials, eine optimale Wirtschaftlichkeit des gesamten Materialflusses und die Minimierung der Umweltbelastung durch Materialtransport und -aufbereitung festgelegt.

## 2 AUSWAHL DER UNTERSUCHTEN PROJEKTE

Mit der Auswahl der untersuchten Projekte wurde dem Umstand Rechnung getragen, dass eine mögliche Wiederverwertung des Ausbruchmaterials stark von der Lösemethode beim Vortrieb abhängig ist. Ferner wurde bei der Wahl der Projekte auf die Lage in verschiedenen geologischen Zonen geachtet, sodass mit den Ergebnissen des Projektes auf eine allgemein gültige Vorgehensweise bezüglich der Verwertung von Tunnelausbruchmaterial in Österreich geschlossen werden kann.



### 3 ZUR FRAGE ROHSTOFF ODER ABFALL

Im Rahmen des Projektes konnte aufgezeigt werden, dass im unmittelbaren Nahbereich zu den geplanten und ausgeführten Tunnelprojekten – zumeist obertage – Rohstoffbetriebe angesiedelt sind, die mineralische Rohstoffe produzieren, welche lithologisch mit den im Tunnelvortrieb produzierten Ausbruchmaterialien übereinstimmen. Es kann somit festgestellt werden, dass ein und dieselbe Lithologie als hochwertiger mineralischer Rohstoff verkauft und zugleich als Abfall behandelt wird. Dies wäre nachvollziehbar, wenn sich die Abbaumethoden zwischen mineralischer Rohstoffgewinnung und den Ausbruchmethoden im Tunnelvortrieb technisch wesentlich unterscheiden würden, was jedoch nicht der Fall ist. Der Grund für die unterschiedliche Behandlung ein und desselben Stoffes ist auf die unterschiedlichen Rechtsmaterien die für mineralische Rohstoffbetriebe und für Tunnelvortriebe anzuwenden sind, zu suchen. Ein rechtlicher Vergleich mit der Primärrohstoffindustrie ist zweifelsohne nutzbringend. Bis dato zeigte sich, dass die rechtlichen Rahmenbedingungen für die Verwertung des Ausbruchmaterials noch nicht ganz zufriedenstellend sind und Bedarf nach einem technischen Regelwerk besteht. Als Basis hierfür könnte die Richtlinie für Recyclingbaustoffe des Baustoff-Recycling-Verbandes herangezogen werden. Der wesentliche Unterschied liegt allerdings darin begründet, dass es sich bei Tunnelausbruchmaterial um kein Recyclingprodukt sondern vielmehr um einen mineralischen Rohstoff der Urproduktion, also einen Primärrohstoff handelt.

### 4 UMSETZUNGSPOTENTIALE

Bestreben des Forschungsprojektes war es, bereits in der Frühphase eines untertage Infrastrukturprojektes jene Parameter zu ermitteln, die für eine spätere hochwertige Verwendung des Ausbruchmaterials von Bedeutung sein könnten. In diesem Sinne ist die oberste Priorität des Projektes die Abfallvermeidung. Bei einer Verwendung des Ausbruchmaterials für die Betonproduktion direkt auf der Baustelle, was österreichweit seit vielen Jahren durchgeführt wird, können dadurch gleichzeitig entsprechende Fahrbewegungen für den Abtransport des Ausbruchmaterials und den Antransport entsprechender Gesteinskörnungen eingespart werden. Dies führt zu entsprechenden CO<sub>2</sub>-Einsparungen, Schonung von mineralischen Rohstoffreserven und zu einer wesentlichen Verringerung der erforderlichen Deponieflächen, was wiederum eine entsprechende Schonung von Landschaftsflächen darstellt. Das Ziel der Abfallvermeidung hat durch die Umsetzung der Abfallrahmenrichtlinie 2008/98/EG Ende 2010 an Gewicht gewonnen, eine Verwendung von Tunnelausbruchmaterial ist somit aktueller denn je. Ein – wenn nicht der größte Teil – des Ausbruchmaterials wird für den Einsatz in der Betonproduktion herangezogen werden. Der hergestellte Beton sollte nicht nur für das Tunnelbauwerk selbst sondern auch für herkömmlichen Transportbetoneinsatz verwendbar sein. Um dies beurteilen zu können wurden im vorliegenden Projekt umfangreiche betontechnologische Untersuchungen durchgeführt, mit welchen eine grundsätzliche Verwendbarkeit des Ausbruchmaterials nachgewiesen wurde. Zusätzlich zur Verwendung in der Betonproduktion sollten in der Frühphase eines Projektes insbesondere auf Basis geochemischer, geotechnischer und mineralogischer Untersuchungen entsprechende Verwertungspotentiale aufgezeigt und beurteilt werden. Als Beispiele können Gesteinsmehle für die Landwirtschaft, Flussmittel, Filterstoffe, Zementrohstoffe, die Verwendung in der Futtermittelindustrie, im Bereich von Füllstoffen, in der Glasherstellung, in der chemischen Industrie und auch der Feuerfestindustrie genannt werden.

Um die Auswirkungen der Löse- bzw. Vortriebsmethode auf das anfallende Ausbruchmaterial festzustellen, wurden vorliegende chemische Untersuchungen von Ausbruchmaterial ausgewertet und Schneidversuche mithilfe eines Linearprüfstandes durchgeführt.

Neben den Gesteinseigenschaften ist die Verwendung des Ausbruchmaterials auch wesentlich vom Bedarf an mineralischen Rohstoffen in einem räumlich zum Tunnelbauprojekt definierten Umfeld, der Löse- und Aufbereitungsmethode des Gesteins sowie dem Baustellenmanagement abhängig. Ebenso müssen die Wirtschaftlichkeit der Aufbereitung und der erforderlichen Transportwege nachgewiesen bzw. gegenübergestellt werden; dasselbe gilt für die CO<sub>2</sub> – Bilanz. Im Forschungsprojekt wurden auch diesbezüglich entsprechende Untersuchungen durchgeführt.

Die Summe an anfallendem Ausbruchmaterial im unverritzten Zustand der untersuchten Projekte beträgt ca. 12,7 Mio. m<sup>3</sup>. Unter Annahme einer durchschnittlichen Gesteinsdichte von

2,5 Tonnen/m<sup>3</sup> ergibt sich eine Gesamtmasse von ca. 31,7 Mio. Tonnen. Dies entspricht ca. 30 % der jährlich in Österreich benötigten Masse an mineralischen Rohstoffen (ca. 100 Mio. Tonnen/Jahr). Unter der Voraussetzung, dass bei den Projekten in Österreich wie beim Gottard-Tunnel bis zu 35 % des Ausbruchmaterials verwendet werden könnten, ergibt das Tunnelausbruchmaterial eine Ressource von ca. 11 Mio. Tonnen an hochwertigen mineralischen Rohstoffen. Diese Prognose verdeutlicht das auch in wirtschaftlicher Hinsicht große Potential einer Verwendung von Tunnelausbruchmaterial. Durch die Einsparung von bis jetzt notwendigem Deponievolumen und erforderlichen Transportweglängen wären zusätzlich wirtschaftliche Vorteile einer Verwendung des Ausbruchmaterials zu generieren. Diese Einsparungen bzw. Gewinne müssen jedoch den Mehraufwendungen, hervorgerufen z.B. durch die Errichtung und den Betrieb einer Aufbereitungsanlage, gegenübergestellt werden.

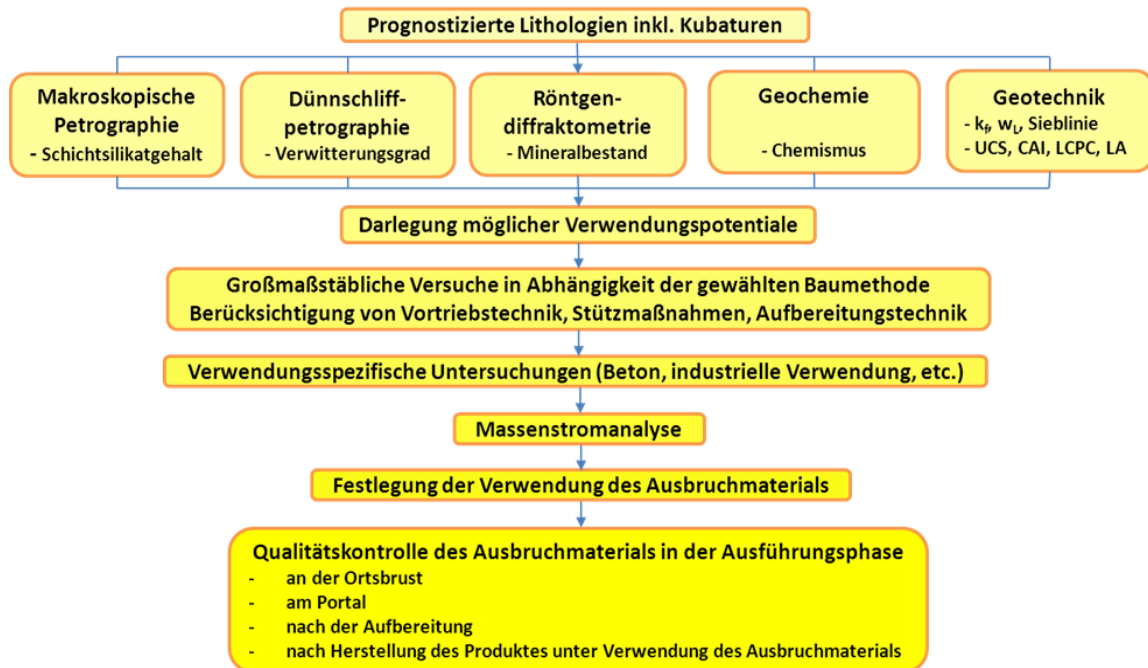


Abb. 1: Ablaufdiagramm zur Charakterisierung und Festlegung der Verwendung

Bei einer Entscheidung, das Ausbruchmaterial aufgrund der aktuellen Randbedingungen zu deponieren, ist darauf zu achten, die Deponie so strukturiert bzw. sortiert anzulegen, dass das Material zu einem späteren Zeitpunkt wieder gewonnen werden kann ohne die gesamte Deponie umarbeiten zu müssen. Die Deponie soll somit für mögliche spätere Nutzungen als Sekundärabfallanlage fungieren.

#### 4.1 Datenermittlung

Zur Eingrenzung der möglichen Verwendung müssen in einer frühen Phase des Projektes ausreichende Probekörpermengen und Informationen aus der Mineralogie, Petrographie, Geologie, und Geotechnik zur Verfügung gestellt werden, um die Prüfungen den gültigen technischen und rechtlichen Regelwerken entsprechend durchführen zu können. Konkret wurden ausgehend von vorhandenen Unterlagen der Planungsphase der zugrunde gelegten Projekte in einem ersten Schritt die geologischen Längenschnitte und Projektunterlagen ausgewertet und das zu erwartende Ausbruchmaterial Hauptlithologien und einer möglichen Verwendung zugeordnet.

Zusätzlich zur Auswertung der vorhandenen Unterlagen wurden von den verschiedenen Projektgebieten jeweils ca. 30 Tonnen Probematerial entnommen, einer großtechnischen Aufbereitung unterzogen und in den verschiedenen Labors der Forschungspartner mineralogisch, geochemisch, geotechnisch und betontechnologisch untersucht. Abhängig von den prognostizierten Möglichkeiten der Verwendung wurden vereinzelt verwendungstechnische Untersuchungen durchgeführt.

#### 4.2 Bedarf an mineralischen Rohstoffen

Zusätzlich zum Baustellenbedarf an Betonzuschlagsstoffen wurde der Bedarf mineralischer Rohstoffe im Bereich der betrachteten Projekte durch eine Erhebung der rohstoffverbrauchenden Betriebe ermittelt. Hierfür wurde eine wirtschaftliche, vom Marktpreis des Rohstoffes abhängige, Transportweite ermittelt.

#### 4.3 Einfluss der Vortriebs- und Aufbereitungsmethode

Großen Einfluss auf die Verwendungsmöglichkeiten haben die Kornform und die Korngrößenverteilung. Diese sind u.a. abhängig von der Art der Vortriebs- und Aufbereitungsmethode. Vor allem bei einem TBM-Vortrieb besteht das Ausbruchmaterial zu einem großen Teil aus Feinteilen. Da die Korngrößenverteilung zusätzlich auch mit den Gebirgs- und Gesteinseigenschaften im Zusammenhang steht, wurden Schneidversuche mit unterschiedlichem Diskenabstand und Aufbereitungsversuche sowohl unter Labor- als auch Baustellenbedingungen durchgeführt.

#### 4.4 Ökobilanz

Mit der Methode der Ökobilanzierung (Life Cycle Assessment – LCA) wurden die Auswirkungen einer Verwendung des Ausbruchmaterials auf die Umwelt dargestellt. Ausgehend von einer Ökobilanz für den Fall einer Deponierung des Ausbruchmaterials wurde in einer weiteren Betrachtung eine Verwendung berücksichtigt. Dabei wurden sowohl energiesparende (z.B. Verkürzung der Transportstrecken) wie auch energieerhöhende (z.B. größerer Bindemittelverbrauch) Effekte der Verwendung berücksichtigt. Durch Gegenüberstellung der verschiedenen Szenarien konnten normierte Bewertungen der Verwendungen durchgeführt werden.

#### 4.5 Baustellenlabor

Für die Dauer der Beurteilung der Gesteinseigenschaften des ausgebrochenen Materials sind auf der Baustelle große Flächen für Zwischenlager vorzusehen. Um diese Flächen zu minimieren, wurde versucht einen Baustellenprüfplan zu erstellen. Da herkömmliche Versuche zum Teil sehr zeitaufwendig sind, sollen diese durch Schnellversuche ersetzt werden. Die Verwendung der Schnelltests ist nur für eine rasche Zuordnung des Ausbruchmaterials zu einem Verwendungszweck auf der Baustelle vorgesehen und soll keine genormten Gesteinsprüfungen für die Dokumentation der Gesteinseigenschaften ersetzen.

### 5 AUSBLICK

Es ist geplant, die Ergebnisse des Forschungsprojektes in einem Merkblatt der Österreichischen Vereinigung für Bautechnik zu veröffentlichen, um die Vorgangsweise zur Verwendung von Tunnelausbruch zukünftig zu standardisieren.

#### LITERATURHINWEISE

- Entacher, M., Resch, D., Reichel, P. & Galler, R. (2011) Wiederverwertung von Tunnelausbruchmaterial, Abfallrecht im Berg- und Tunnelbau. *Geomechanics and Tunneling* (ISSN 1865-7389) Nr. 5.
- Gretzmacher, G., Reichel, P. & Stanek, W. (2010) *Forschungsprojekt Recycling von Tunnelausbruchmaterial – Rechtliche Einordnung von Tunnelausbruch*.
- Harer, G. & Pichler, P. (2009) Lösungen zur nachhaltigen Verringerung des Deponieerfordernisses beim Koralmtunnel. *Geomechanics and Tunneling* (ISSN 1865-7389) Nr. 5, S. 627-632.
- Resch D., Lassnig K., Galler R. & Ebner F. (2009) Tunnelausbruchmaterial – Hochwertiger Rohstoff, *Geomechanics and Tunneling*, Heft Nr. 5.
- Resch, D. (2012) *Dissertation – Verwendung von Tunnelausbruchmaterial – Entscheidungskriterien*, Montanuniversität Leoben, Austria.

# CO<sub>2</sub>-Grenzvermeidungskosten alternativer Brennstoffe in der Zementindustrie

A.M. Ragoßnig & R. Plank

*Fachhochschulstudiengänge Burgenland Ges.m.b.H., Pinkafeld, Österreich*

C. Ehrenberg

*Lafarge Zementwerke GmbH, Mannersdorf, Österreich*

**KURZFASSUNG:** Der vorliegende Beitrag analysiert die Auswirkungen unterschiedlicher Brennstoffversorgungszenarios im Calcinator des Zementherstellungsprozesses auf die emittierten CO<sub>2</sub>-Emissionen. In weiterer Folge werden die Grenzvermeidungskosten für CO<sub>2</sub> im Vergleich zum Referenzszenario (100 % PetCoke) berechnet und dargestellt. Als alternative Brennstoffe werden auf Basis von Betriebserfahrungen sowie großtechnischer Versuche die alternativen Brennstoffe hochkalorischer Fluff (Standardszenario) sowie Schilf (Szenario A) und biogen angereicherter Ersatzbrennstoff (Szenario B) und vergleichend dazu in einer Literaturbasierten Analyse getrockneter Klärschlamm (Szenario C) betrachtet. Um die Auswirkung sich ändernder Marktbedingungen auf die Grenzvermeidungskosten abzubilden erfolgt eine Sensitivitätsanalyse hinsichtlich der Brennstoffgestehungskosten für die alternativen Brennstoffe sowie drei unterschiedliche Preisniveaus für Emissionsrechte und Brennstoffgestehungskosten des Referenzbrennstoffes PetCoke.

## 1 EINLEITUNG

Aufgrund des hohen Anteils der Energieträgerkosten sowie der unmittelbaren Auswirkungen der verwendeten Energieträger auf die Emissionen (u.a. CO<sub>2</sub>-Emissionen) steht unter dem Blickwinkel energie- und umweltpolitischer Zielsetzungen die Optimierung der Energieversorgung des Klinkerbrennprozesses im Fokus der Zementwerksbetreiber in Österreich. In diesem Zusammenhang ist insbesondere der europaweite Emissionshandel (vgl. Emissionshandelsrichtlinie 2009) für CO<sub>2</sub> und die aufgrund eines sinkenden Volumens an verfügbaren Emissionsrechten zu erwartende Verschärfung der Situation für verpflichtete Handelsteilnehmer im Kontext der EU 20-20-20 Ziele (E-Control 2012, BCG 2008) von Bedeutung.

Die Entwicklungen und Untersuchungen der letzten Jahre fokussieren hier – neben verfahrenstechnischen Optimierungen im Bereich Energieeffizienz und einer Steigerung des Einsatzes von Zuschlagstoffen – auf eine Erhöhung der Substitutionsrate konventioneller, fossiler Energieträger durch – teils biogene – Brennstoffe wie z.B. Schilf, Klärschlamm und Ersatzbrennstoff mit erhöhtem biogenem Anteil unter Ausnutzung der verfahrenstechnischen Möglichkeiten (Brennstofflogistik, Vorbrennkammer, Cl-ByPass, ... ) (Mauschitz 2011, Spaun 2011).

Der Einsatz eines neuen Brennstoffes erfordert vor der großtechnischen Umsetzung eine umfassende Prüfung hinsichtlich der technischen Machbarkeit. Neben Aspekten der Brennstofflogistik sind hier jedenfalls die Auswirkungen auf die stabile Prozessführung sowie die Produktqualität und die gasförmigen Emissionen zu evaluieren. Die Brennstoffeigenschaften alternativer Brennstoffe haben hier einen entscheidenden Einfluss und können aufgrund ihrer Auswirkungen auf den Prozess/das Produkt bzw. etwaig dadurch erforderlicher Anlageninvestitionen die reale Umsetzung des Einsatzes von Alternativbrennstoffen sehr rasch in Frage stellen. Darüber hinaus sind auch die gesamtheitlichen Auswirkungen des Einsatzes eines bestimmten alternativen Brennstoffs auf die wirtschaftlichen Implikationen für den Klinkerbrennprozess zu beurteilen. Aufgrund der Dynamik des Marktumfelds und eines sich verschärfenden rechtlichen Rahmens ist neben der statischen Betrachtung unter getroffenen Annahmen auch die Betrachtung der Abhängigkeit der wirtschaftlichen Auswirkungen von sich ändernden Rahmenbedingungen hinsichtlich der Brennstoffpreise sowie der Kosten für CO<sub>2</sub>-Emissionsrechte wesentlich um die richtigen Entscheidungen für ein betriebswirtschaftliches Optimum zu treffen.

Der vorliegende Beitrag analysiert die Auswirkungen des Einsatzes folgender alternativer Brennstoffe mit (überwiegend) biogenem Charakter:

- Schilf (Szenario A),
- Ersatzbrennstoff mit erhöhtem biogenem Anteil (Szenario B),
- (getrockneter) Klärschlamm (Szenario C),

im Vergleich zu einer rein fossil basierten Energieversorgung (PetCoke, => Referenzszenario) sowie der aktuell vorliegenden Brennstoffversorgung (Fluff, => Standardszenario) exemplarisch am Beispiel eines derzeit vorwiegend mit Fluff befeuerten Zementwerkes, das bereits über geeignete Anlagentechnik verfügt.

Für den Einsatz der angeführten alternativen Brennstoffe werden die CO<sub>2</sub>-Grenzvermeidungskosten basierend auf den jeweiligen Brennstoffgestehungskosten und den Kosten für die CO<sub>2</sub>-Emissionen ermittelt. Auf Basis durchgeführter Versuche sowie Betriebserfahrungen kann der Brennstoffmix entsprechend Szenario A und B ohne bauliche Änderungen (d.h. ohne zusätzliche Investitions- und Betriebskosten) eingesetzt werden. Im Szenario C wurden in einer Literatur-basierten vergleichenden Betrachtung Investitions- und Betriebskosten für eine Klärschlamm-trocknungsanlage in den Betrachtungen berücksichtigt. Um Änderungen des Marktumfelds (Energiekosten (konventionelle Energieträger und alternative Brennstoffe), CO<sub>2</sub>-Kosten, ...) abzubilden wurden entsprechende Sensitivitätsanalysen durchgeführt.

## 2 DAS KONZEPT DER GRENZVERMEIDUNGSKOSTEN

Die Ermittlung von Grenzvermeidungskosten für CO<sub>2</sub> erlaubt verpflichteten Teilnehmern an Emissionshandelssystemen den wirtschaftlichen Vergleich verschiedener Maßnahmen zur Emissionsreduktion bzw. den Vergleich der Kosten für intern realisierte Emissionsvermeidungen mit den Kosten für den Zukauf von Emissionsrechten (Spangardt & Meyer 2005).

Die Grenzvermeidungskosten stellen hierbei jene zusätzlichen Kosten dar, die durch die Vermeidung jeder weiteren Tonne emittiertem CO<sub>2</sub> entstehen. Es liegt dabei in der Natur der Sache, dass die Kosten für die Vermeidung jeder zusätzlichen Tonne emittiertem CO<sub>2</sub> ansteigen. Da einzelne Maßnahmen sich nicht nur auf die Emissionen auswirken, sondern (z.B. bei Effizienzmaßnahmen) auch eine Verminderung des Energiebedarfs bzw. eine Änderung des verwendeten Brennstoffs auch geänderte Brennstoffgestehungskosten bzw. ggf. Anlagenadaptierungen (Brennstofflogistik, ...) zur Folge haben können, ist eine umfassende Betrachtungsweise erforderlich um eine Aussage über die betriebswirtschaftlichen Auswirkungen und die Sinnhaftigkeit der einzelner Szenarien treffen zu können. Negative Grenzvermeidungskosten können auftreten, wenn Maßnahmen in einer Gesamtbetrachtung Einsparungen zur Folge haben. Liegen die Grenzvermeidungskosten pro Tonne CO<sub>2</sub> für potentielle interne Maßnahmen über dem (erwarteten) Marktpreis von Emissionszertifikaten kann aus betriebswirtschaftlicher Sicht der Zukauf von Emissionsrechten sinnvoll sein.

## 3 METHODISCHE VORGANGSWEISE UND BETRACHTETE BRENNSTOFF-VERSORGUNGSSZENARIOS

Der vorliegende Beitrag beschränkt sich auf eine Analyse unterschiedlicher Brennstoffversorgungsszenarios am Calcinator. Vergleicht man Zementproduktionsanlagen mit Calcinator mit solchen ohne Calcinator erhöht sich der Vorentsäuerungsgrad des Rohmehls am Eintritt des Drehrohrofens von 40 – 50 % auf über 90 % (VDZ 2008). Dadurch kann der Drehrohrofen kürzer ausgelegt bzw. mit höherem Durchsatz betrieben werden. Darüber hinaus sind die Anforderungen an die Brennstoffspezifikationen – insbesondere hinsichtlich des Heizwertes und der Korngröße - im Calcinator im Vergleich zu jenen für Brennstoffe am Hauptbrenner aus prozesstechnischer Sicht weniger streng (Braun 2001). Dementsprechend hat die Bedeutung des Calcinator im Klinkerherstellungsprozess in den letzten Jahren stark zugenommen. Aus verfahrenstechnischer Sicht kann bis zu 60 % der für den Klinkerbrennprozess erforderlichen Energie über den Calcinator dem Prozess zugeführt werden (Scur 2002).

Im vorliegenden Beitrag werden fünf verschiedene Brennstoffversorgungsszenarien am Calcinator bei unverändertem Brennstoffmix am Hauptbrenner analysiert. In den alternativen Brennstoffversorgungsszenarien (Szenario A und B) wird jeweils basierend auf Betriebserfahrungen und großtechnischen Versuchen ein entsprechend der vorliegenden Anlagentechnik maximal möglicher Anteil der Brennstoffwärmeleistung am Calcinator über Schilf (Szenario A) bzw. Ersatzbrennstoff mit erhöhtem biogenen Anteil (Szenario B) eingebracht. Der jeweils verbleibende Rest auf die im Calcinator einzubringende Brennstoffwärmeleistung von 60 % der Gesamtbrennstoffwärmeleistung wird jeweils über PetCoke abgedeckt. Vergleichend dazu wird in Szenario C in einer Literatur-basierten Betrachtung eine Klärschlamm-trocknungsanlage zur Trocknung von 44.000 Tonnen feuchtem Klärschlamm (75 % Wassergehalt) realisiert und die Energiezufuhr im Calcinator über die entsprechende Menge an getrocknetem Klärschlamm ergänzt um PetCoke bewerkstelligt (vgl. Abb. 1).

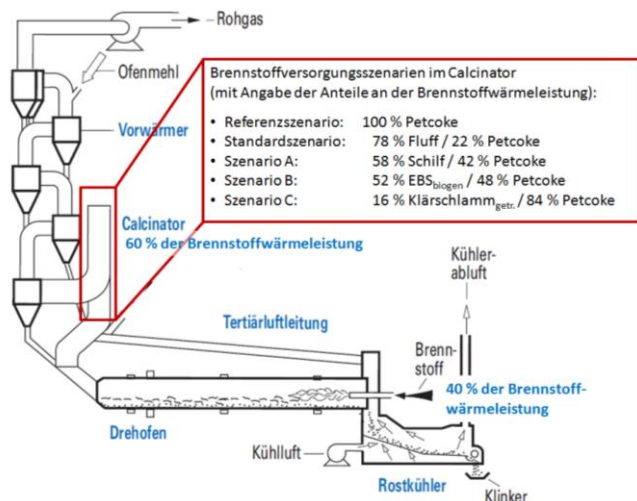


Abb. 1: Prozessschema Klinkerbrennprozess, Calcinator-Brennstoffversorgungsszenarien (VDZ 2008, mod.)

Bei der Ermittlung der Grenzvermeidungskosten für CO<sub>2</sub> werden die jeweiligen Brennstoffgestehungskosten (Brennstoffmix) und die CO<sub>2</sub>-Kosten (jeweils unter Betrachtung etwaiger Veränderungen der Marktbedingungen in einer Sensitivitätsanalyse) sowie im Szenario C auch die Investitions- und Betriebskosten für eine Klärschlamm-trocknung berücksichtigt. Tabelle 1 stellt die technischen Eingangsdaten für die Analyse der Auswirkungen des jeweiligen Brennstoffmix sowie den sich daraus ergebenden Grenzvermeidungskosten dar.

Tab. 1: Eingangsdaten für die Analyse der Grenzvermeidungskosten in den betrachteten Szenarien.

	Referenz-Szenario PetCoke	Standardszenario Fluff <sup>1)</sup> PetCoke	Szenario A Schilf PetCoke	Szenario B EBS <sup>2)</sup> PetCoke	Szenario C KS <sup>3)</sup> PetCoke
Einsatzmenge / h (Bezug PetCoke (= 100 %) in [%])	100,0	125,9 21,8	139,3 42,2	167,8 47,7	42,7 84,2
Anteil an BWL <sup>4)</sup> im Calcinator [%]	100,0	78,2 21,8	57,8 42,2	52,3 47,7	15,8 84,2
Wassergehalt bei Einsatz [%] <sup>5)</sup>	7,0	12,0 7,0	16,7 7,0	17,5 7,0	10,0 7,0
Heizwert <sup>5)</sup> [GJ/Tonne <sub>Brennstoff feucht</sub> ]	33,0	20,5 33,0	13,7 33,0	10,3 33,0	12,2 33,0
Emissionsfaktor <sup>5)</sup> [Tonne <sub>CO<sub>2</sub> fossil</sub> / Tonne <sub>Brennstoff feucht</sub> ]	3,0	1,4 3,0	0,0 3,0	0,4	0,0 3,0

<sup>1)</sup> hochkalorischer Ersatzbrennstoff (Kunststoffflocken)

<sup>2)</sup> Ersatzbrennstoff (EBS) mit erhöhtem biogenen Anteil (vgl. Pieber et al. 2012)

<sup>3)</sup> Klärschlamm (KS, getrocknet), <sup>4)</sup> BWL = Brennstoffwärmeleistung

<sup>5)</sup> Datenquellen: PetCoke (Conn & Vatsky 2005), EBS (Pieber et al. 2012), Klärschlamm (Rößinger 2008)

#### 4 ERGEBNISSE: GRENZVERMEIDUNGSKOSTEN IM VERGLEICH

Unter den dargestellten Rahmenbedingungen ergeben sich im Standardszenario sowie den Szenarien A, B und C jeweils Einsparungen an emittiertem CO<sub>2</sub> und in weiterer Folge geringere Zertifikatekosten im Vergleich zum Referenzszenario. Im Bereich der Brennstoffkosten ergeben sich im Szenario A zusätzliche Kosten, bei den anderen Szenarios sind jeweils Einsparungen im Vergleich zum Referenzszenario zu lukrieren. Auf Basis der Ergebnisse der Kostenbetrachtung sowie den Emissionseinsparungen sind in Tabelle 2 die Grenzvermeidungskosten dargestellt. Es ist ersichtlich, dass alle Szenarien mit Ausnahme des Szenarios A negative Grenzvermeidungskosten aufweisen. Im Szenario A sind die Grenzvermeidungskosten aufgrund der hohen Brennstoffgestehungskosten im Vergleich zum Referenzszenario positiv und beachtlich.

Tab. 2: Grenzvermeidungskosten der betrachteten Szenarien unter den getroffenen Annahmen.

	Standard-szenario	Szenario A	Szenario B	Szenario C
Emittierte Menge CO <sub>2_fossil</sub> bzw. Zertifikatskosten (Basis 8,- Euro/t <sub>CO2</sub> ) im Vergleich zum Referenzszenario (= 100 %) [%]	82,3	42,2	69,1	84,2
Brennstoffkosten im Vergleich zum Referenzszenario (= 100 %) [%]	50,0	235,1	66,5	59,7
Gesamtkosten im Vergleich zum Referenzszenario (= 100 %) [%]	55,8	200,4	67,0	92,5
Grenzvermeidungskosten im Vergleich zum Referenzszenario [Euro/Tonne CO <sub>2_fossil</sub> ]	-111,3	77,4	-47,5	-21,0

#### 5 DISKUSSION DER SENSITIVITÄT DER ERGEBNISSE

Im Rahmen einer Sensitivitätsanalyse wurde der Einfluss einzelner isolierter Faktoren auf die Grenzvermeidungskosten für die jeweils betrachteten Brennstoffversorgungsszenarien evaluiert. Dies soll eine Abschätzung der Änderung der Ergebnisse bei veränderten Marktbedingungen ermöglichen.

Als wesentlicher relevanter Faktor wurden hier die Kosten der jeweiligen alternativen Brennstoffe sowohl nach unten als auch nach oben variiert und die entsprechenden Auswirkung auf die Grenzvermeidungskosten betrachtet. Um als weiteren Einflussfaktor Änderungen des Marktpreises von CO<sub>2</sub>-Emissionsrechten bzw. Änderungen des Marktpreises des Referenzbrennstoffs ebenfalls beurteilen zu können, wurden die Szenarien mit jeweils drei unterschiedlichen Marktpreisen für CO<sub>2</sub>-Zertifikate bzw. dem Referenzbrennstoff PetCoke durchgerechnet. Da in den einzelnen Szenarios unterschiedliche Mengen des Referenzbrennstoffs PetCoke zum Einsatz kommen und entsprechend der Beschaffenheit des Brennstoffmix unterschiedliche Mengen an CO<sub>2\_fossil</sub> emittiert werden, kann in dieser Betrachtung eine etwaige Veränderung der Priorisierung der einzelnen Maßnahmen durch geänderte Marktbedingungen beurteilt werden.

##### 5.1 Variabilität der Grenzvermeidungskosten bei unterschiedlichen CO<sub>2</sub>-Zertifikatekosten

Für die Ermittlung der Sensitivität der CO<sub>2</sub>-Grenzvermeidungskosten wurden eine Steigerung sowie ein Abfallen der Gestehungskosten für die jeweils zur Anwendung kommenden Alternativbrennstoffe sowie drei unterschiedliche Preisniveaus für CO<sub>2</sub>-Emissionsrechte analysiert.

Unabhängig vom betrachteten Szenario führt ein Steigen der Brennstoffgestehungskosten zu einer Erhöhung und ein Fallen der Brennstoffgestehungskosten zu einer Senkung der CO<sub>2</sub>-Grenzvermeidungskosten. Abb. 2 ist zu entnehmen, dass in Abhängigkeit der CO<sub>2</sub>-Zertifikatekosten bei einer Reduktion der Brennstoffgestehungskosten von Schilf um ca. 30 – 60 % auch in Szenario A negative Grenzvermeidungskosten zu erzielen sind (Basisdaten entspr. Herr 2012). Steigerungen der Kosten für CO<sub>2</sub>-Emissionsrechte führen unmittelbar zu einer Verringerung der Grenzvermeidungskosten aufgrund der Erhöhung der Einsparungen im Bereich der Kosten für Emissionsrechte im Vergleich zum Referenzszenario.

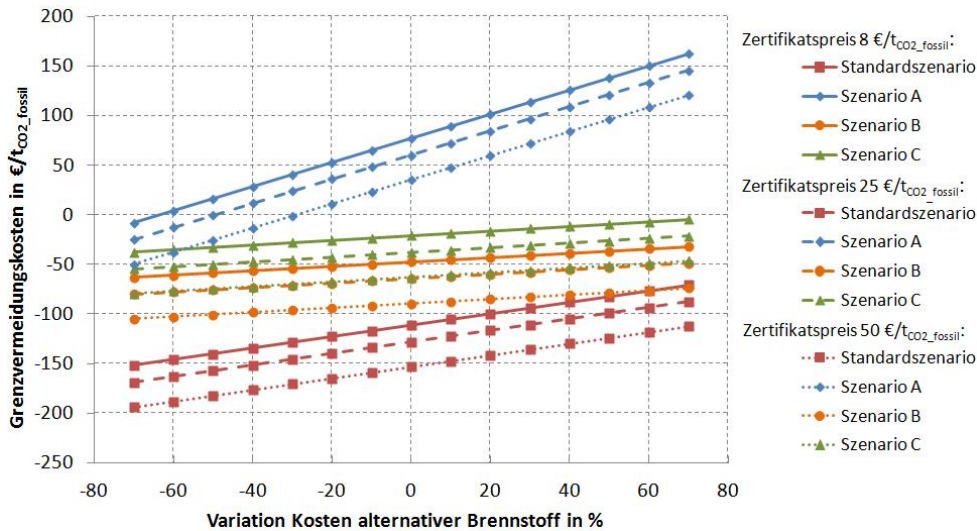


Abb. 2: Sensitivitätsanalyse der CO<sub>2</sub>-Grenzvermeidungskosten in Abhängigkeit der Kosten für die alternativen Brennstoffe bzw. den Kosten für CO<sub>2</sub>-Emissionsrechte für die betrachteten Szenarios

### 5.2 Variabilität der Grenzvermeidungskosten bei unterschiedlichen Kosten des Referenzbrennstoffs

In einer weiteren Betrachtung wurde auch die Sensitivität des Ergebnisses in Abhängigkeit der Brennstoffgestehungskosten für den Regelbrennstoff (PetCoke) analysiert. Nachdem von einem Anstieg der Gestehungskosten für fossile Energieträger auszugehen ist und die Entwicklung des Preises von PetCoke mit der Preisentwicklung fossiler Energieträger korreliert ermöglicht diese Betrachtung die Beurteilung der Entwicklung der Grenzvermeidungskosten bei steigenden Energiepreisen. Der Preis für PetCoke stieg im Zeitraum 2003 bis 2010 um etwa 300 % an (bezogen auf den Jahresdurchschnittspreis aus dem Jahr 2003) (Satterthwaite 2012) (vgl. Abb. 3).

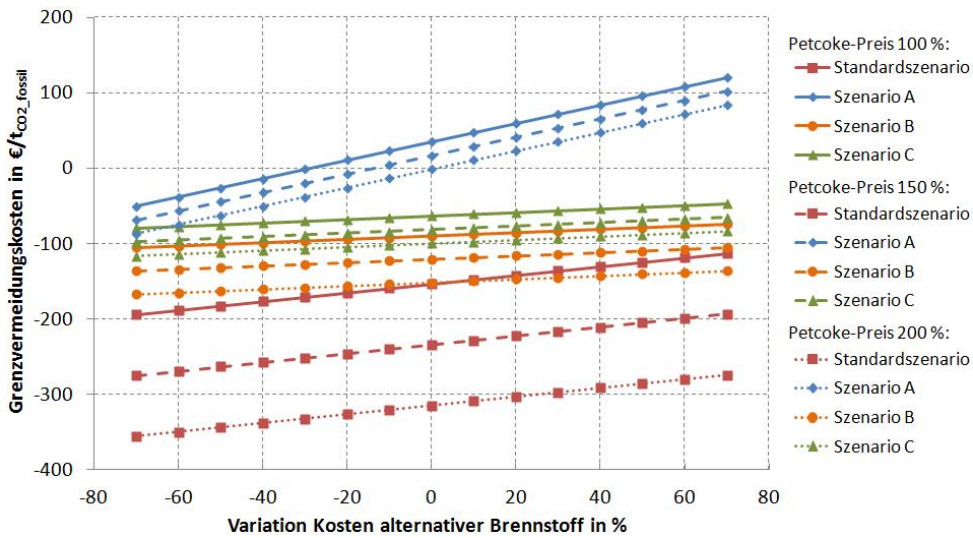


Abb. 3: Sensitivitätsanalyse der CO<sub>2</sub>-Grenzvermeidungskosten in Abhängigkeit der Kosten für die alternativen Brennstoffe bzw. den Kosten für PetCoke für die betrachteten Szenarios

## 6 SCHLUSSFOLGERUNG, ZUSAMMENFASSUNG

Die vorliegenden Betrachtungen zeigen, dass basierend auf dem sehr hohen betrachteten Anlagenstandard zu den aktuell vorliegenden Marktbedingungen hinsichtlich der Brennstoffgestehungskosten sowie der CO<sub>2</sub>-Kosten drei der vier betrachteten Brennstoffversorgungsszenarios im Vergleich zum Referenzszenario negative Grenzvermeidungskosten aufweisen, d.h. bei Rea-



lisierung gesamtheitlich betrachtet zu Einsparungen führen. Vor dem Hintergrund einer zu erwartenden Erhöhung der Brennstoffgestehungskosten für fossile Brennstoffe sowie einer ebenfalls zu erwartenden Steigerung der CO<sub>2</sub>-Kosten ist davon auszugehen, dass sich in Zukunft alle betrachteten Brennstoffversorgungszenarios aufgrund der geänderten Marktbedingungen aus betriebswirtschaftlicher Sicht sogar noch besser darstellen lassen. Wesentlich ist hier festzuhalten, dass eine Steigerung des Anteils alternativer Brennstoffe sich unmittelbar auf die Prozessführung und etwaig notwendige weitere Anlageninvestitionen auswirken kann, dies wurde in der vorliegenden Betrachtung nicht berücksichtigt.

## 7 DANKSAGUNG

Die Grundlagen für den gegenständlichen Beitrag wurden einerseits im Rahmen des Forschungsvorhabens „Waste as Renewable Energy Source“, das im Rahmen des Forschungsprogramms des K1-Zentrums BIOENERGY 2020+ – gefördert durch Mittel aus dem durch die Forschungsförderungsgesellschaft abgewickelten Förderprogramm COMET – durchgeführt wurde, erarbeitet. Das K1-Zentrum BIOENERGY 2020+ wird neben Bundesmitteln aus Landesmitteln der Länder Burgenland, Niederösterreich und Steiermark finanziert. Die erforderliche Co-Finanzierung für das gegenständliche Forschungsvorhaben wurde durch die Saubermacher Dienstleistungs AG, die Umweltdienst Burgenland GmbH sowie die BT-Wolfgang Binder GmbH bereitgestellt. Weitere Ergebnisse entstammen dem aus Mitteln des Klima- und Energiefonds geförderten Forschungsprojekt „ENEREED – Sustainable Energy Conversion from Reed“. Co-Finanzierungen im Rahmen des Projektes ENEREED werden vom Land Burgenland, der Lafarge Zementwerke GmbH sowie der Herz Energietechnik GmbH eingebracht.

## LITERATUR

- BCG (The Boston Consulting Group) (ed.) (2008) *Assessment of the Impact of the 2013-2020 ETS Proposal on the European Cement Industry*. Studie im Auftrag von Cembureau, Final Project Report.
- Braun, H. (2001) *Sekundärbrennstoffeinsatz in der Zementindustrie - vom Altreifen bis zum Tiermehl*. Lafarge - Centre Technique Europe Centrale GmbH, Wien.
- Conn, R. & Vatsky, J. (2005) *Low NOx combustion systems for Minimizing NOx and fly ash: Wall-firing petcoke and t-firing severe slagging coal*. Lexington Kentucky, April 2005
- E-Control (ed.) (2012) Die 20-20-20-Ziele, <http://www.e-control.at/de/konsumenten/oeko-energie/klima-und-umwelt/20-20-20-ziele>, Zugriff am: 8.9.2012.
- Emissionshandelsrichtlinie (2009) Richtlinie 2009/29/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. April 2009 zur Änderung der Richtlinie 2003/87/EG zwecks Verbesserung und Ausweitung des Gemeinschaftssystems für den Handel mit Treibhausgasemissionszertifikaten. *Amtsblatt der Europäischen Union* Nr. L 140, Brüssel.
- Herr, G. (2012) *Ökonomische Bewertung der energetischen Verwertung von Schilf aus dem Raum Neusiedler See*. Diplomarbeit an den Fachhochschulstudiengängen Burgenland, Pinkafeld.
- Mauschitz, G. (2011) *Emissionen aus Anlagen der österreichischen Zementindustrie – Berichtsjahr 2010*. Verein der österreichischen Zementindustrie e.V., Wien. Österreich.
- Pieber, S., Ragoßnig, A., Pomberger, R. & Curtis, A. (2012) Biogenic carbon-enriched and pollutant depleted SRF from commercial and pretreated heterogeneous waste generated by NIR sensor-based sorting. *Waste Management & Research* 30/4, pp. 381- 391.
- Rößinger, D. (2008) *Chemische Analyse von Ersatzbrennstoffen*. Diplomarbeit, Glauchau, August 2008
- Satterthwaite K. (2012) Economics of petroleum coke in power generation, Roskill Information Services Ltd., Wimbledon, April 2012
- Scur, P. (2002) Mitverbrennung von Sekundärbrennstoffen wie heizwertreiche Abfälle und Tiermehl in der Zementindustrie am Beispiel Zementwerk Rüdersdorf. *VDI-Berichte* Nr. 1708, VDI Verlag, Düsseldorf, Deutschland.
- Spangardt, G. & Meyer, J. (2005) Risikomanagement im Emissionshandel, In: Lucht, M. & Spangardt, G. (Hrsg.) *Emissionshandel*, Springer Verlag - Berlin Heidelberg, ISBN: 978-3-540-26685-3, DOI: 10.1007/3-540-26685-2\_12.
- Spaun, S. (2011) Ersatzbrennstoffeinsatz in der österreichischen Zementindustrie (1988 – 2009), persönliche Mitteilung per Email, 3.7.2011, VZÖ, Wien, Österreich.
- VDZ (Hrsg.) (2008) *Zement-Taschenbuch*, 51. Ausgabe, Verein Deutscher Zementwerke e.V., ISBN: 978-3-7640-0499-6, Düsseldorf.

# Mitverbrennung von EBS aus gemischten Siedlungsabfällen in Kohlekraftwerken

S. Thiel

*vivisCONSULT GmbH, Nietwerder, Deutschland*

**KURZFASSUNG:** In Deutschland werden in zehn Kohlekraftwerken Ersatzbrennstoffe aus gemischten Siedlungsabfällen und/oder produktionsspezifischen Gewerbeabfällen im Dauerbetrieb mitverbrannt. An weiteren Standorten wurden Versuche unterschiedlicher Dauer durchgeführt. Insgesamt wurden im Jahr 2010 etwa 800.000 Tonnen eingesetzt. Nach den Einsatzplanungen der Betreiber ist für die kommenden Jahre bis 2014 mit leicht rückläufigen Mitverbrennungsmengen zwischen etwa 750.000 und 770.000 Tonnen pro Jahr zu rechnen.

Wie die Betriebserfahrungen der zurückliegenden Jahre gezeigt haben, gibt es zwei verfahrenstechnische Schlüsselfaktoren, an denen sich der betriebstechnische Erfolg oder Misserfolg eines Mitverbrennungsprojekts grundsätzlich entscheidet: die Feuerungstechnik und die Korrosion. Derzeit nimmt die Bedeutung des Energie- und Brennstoffmarkts weiter zu. Maßgeblichen Einfluss auf die Entwicklung der Mitverbrennungsaktivitäten haben, insbesondere für Steinkohlekraftwerke zur öffentlichen Stromversorgung, die zum Teil gravierenden Änderungen des Einsatzregimes von Kohlekraftwerken infolge der steigenden Stromeinspeisung aus erneuerbaren Energien. Bedeutende marktbezogene Einflussfaktoren sind zudem die Preisentwicklungen bei den CO<sub>2</sub>-Zertifikaten, den Ersatzbrennstoffen sowie den Importkohlen. Neben dem Einsatz von Ersatzbrennstoffen mit biogenen Anteilen gewinnt die Mitverbrennung rein regenerativer Biobrennstoffe in Kohlefeuerungen an Bedeutung.

## 1 STAND DER MITVERBRENNUNG VON ERSATZBRENNSTOFFEN IN DEUTSCHLAND

Dem folgenden Überblick über die Aktivitäten zur Mitverbrennung von

- Ersatzbrennstoffen aus gemischten Siedlungsabfällen (EBS-S) und/oder
- Ersatzbrennstoffen aus produktionsspezifischen Gewerbeabfällen (EBS-P)

in deutschen Kohlekraftwerken liegt eine Recherche mit Stand März/April 2011 zu Grunde (Thiel 2012).

In Deutschland werden in zehn Kohlekraftwerken Ersatzbrennstoffe aus gemischten Siedlungsabfällen und/oder produktionsspezifischen Gewerbeabfällen im Dauerbetrieb mitverbrannt. In den Steinkohlekraftwerken Werdohl-Elverlingen (Block E3), Westfalen/Hamm (Blöcke A und B) und Ensdorf (Blöcke 1 und 3) wurde die Mitverbrennung von EBS-S und/oder EBS-P nach mehrjährigem Dauerbetrieb inzwischen eingestellt. In den Braunkohlekraftwerken Chemnitz, Boxberg und Weisweiler wurden Mitverbrennungsversuche unterschiedlicher Dauer mit Erfolg durchgeführt. Im Anschluss wurde jedoch – aus verschiedenen Gründen – (bislang) kein Dauerbetrieb aufgenommen oder angestrebt. An sechs Standorten wurden die Mitverbrennungsversuche oder die Planung des Dauerbetriebs abgebrochen. In der überwiegenden Zahl der Fälle scheiterte der Einsatz von EBS-S und/oder EBS-P an feuerungstechnischen Problemen in Staubfeuerungen – betroffen waren insbesondere Steinkohle-Staubfeuerungen. Die Betreiber brachen die Versuche wegen unvollständigen Ausbrands der Ersatzbrennstoffe ab. Zum Teil kamen wirtschaftliche Erwägungen im Zusammenhang mit der großen erforderlichen Aufbereitungstiefe des Ersatzbrennstoffs hinzu.

Tab. 1: Kraftwerke mit Mitverbrennung im Dauerbetrieb (Stand März/April 2011)

Standort	Betreiber	Kohleart/ Feuerungsart	Kessel	Beginn des Dauerbetriebs
Jänschwalde	Vattenfall	Braunkohle/ Trockenstaubf. <sup>1</sup>	Werke Y1 + Y2 (8 von 12 Kesseln)	Y1: 02/2005 Y2: 07/2005
Schwarze Pumpe	Vattenfall	Braunkohle/ Trockenstaubf. <sup>1</sup>	beide Kessel	08/2007
Werne/ Gersteinwerk	RWE	Steinkohle/ Trockenstaubf.	Block K (einziger Kessel)	2004/2005
Berrenrath/Ville	RWE	Braunkohle/ZWS	beide Kessel	01/2007
Veltheim/ Porta Westfalica	GK Veltheim (E.ON/SWB)	Steinkohle/ Schmelzfeuerung	Block 3 (1 von 2 Kesseln)	01/2007
Pforzheim	Heizkraftwerk Pforzheim GmbH	Steinkohle/ZWS	einziger Kessel	11/2009
Flensburg	Stadtwerke Flensburg	Steinkohle/ZWS	Kessel 9+10+11 (3 von 5 Kesseln)	K. 11: 2007 K. 9: 06/2008 K. 10: 10/2008
Duisburg	Stadtwerke Duisburg	Steinkohle/ZWS	Block I (1 von 2 Kesseln)	01/2009
Osnabrück	Ahlstrom (Pa- pierfabrik)	Braunkohle und Steinkohle/ZWS	einziger Kessel	1993
Oberkirch	Koehler (Pa- pierfabrik)	Steinkohle/ZWS	einziger Kessel	EBS-P: 2004 EBS-S: 2006

<sup>1</sup> mit Nachbrennrost

In einem Braunkohlekraftwerk mit zirkulierender Wirbelschichtfeuerung wurde während eines Mitverbrennungsversuchs ein deutlicher Korrosionsangriff durch Chloride festgestellt. Daraufhin wurden die Pläne zur dauerhaften Mitverbrennung zurückgestellt.

Auch in einem Steinkohlekraftwerk mit ZWS-Kessel wurde die Planung des Dauerbetriebs mit Ersatzbrennstoffen aus gemischten Gewerbeabfällen verworfen, nachdem verschiedene Ersatzbrennstoffhersteller zunächst den vom Betreiber geforderten sehr geringen Chlorgehalt zugesichert hatten, dann aber nicht einhalten konnten. Bei der Entscheidung für oder gegen die Mitverbrennung von Ersatzbrennstoffen spielen in Kraftwerken mit zirkulierender Wirbelschichtfeuerung neben der Korrosionsproblematik auch die Investitionen für eine ggf. erforderliche Ertüchtigung der Abgasreinigung eine wesentliche Rolle.

## 2 ENTWICKLUNG DER EINSATZMENGEN SEIT 2005 UND PROGNOSEN BIS 2014

Bei den Betreibern der Kohlekraftwerke, in denen EBS-S und/oder EBS-P im Dauerbetrieb eingesetzt wird oder bei Versuchen eingesetzt wurde, wurden die mitverbrannten Ersatzbrennstoffmengen für die Jahre 2005 bis 2010 sowie die Einsatzplanung für den Zeitraum bis 2014 erfragt.

### 2.1 Entwicklung der Gesamtmengen in Deutschland

Danach wurden in Deutschland im Jahr 2005 rund 300.000 Tonnen Ersatzbrennstoffe aus gemischten Siedlungsabfällen und produktionsspezifischen Gewerbeabfällen mitverbrannt.

2006 stieg die Einsatzmenge sprunghaft auf etwa 580.000 Tonnen an. In den folgenden Jahren erhöhten sich die jährlichen Ersatzbrennstoffmengen weiter kontinuierlich, allerdings mit moderateren Anstiegsraten. Im Jahr 2010 wurde mit etwa 800.000 Tonnen das bisherige Maximum erreicht. Nach den Einsatzplanungen der Betreiber für die kommenden Jahre bis 2014 ist für Deutschland in Summe mit leicht rückläufigen Mitverbrennungsmengen zwischen etwa 750.000 und 770.000 Tonnen pro Jahr zu rechnen.

Im gesamten Betrachtungszeitraum entfallen die mit Abstand größten Ersatzbrennstoffmengen auf das Kraftwerk Jänschwalde, bei dem in acht der insgesamt zwölf Braunkohlekessel Ersatzbrennstoff mitverbrannt wird. Die Jahresmengen lagen seit der vollumfäng-

lichen Aufnahme des Dauerbetriebs zunächst bei rund 390.000 Tonnen pro Jahr. Die frühere freiwillige Selbstbeschränkung auf 400.000 Tonnen pro Jahr wurde ab 2009 aufgehoben und die Einsatzmengen erhöht – die Höchstmenge betrug 472.000 Tonnen (2010). Für die Folgejahre sind geringere Durchsätze unterhalb von 450.000 Tonnen pro Jahr geplant.

Im Hinblick auf die mitverbrannte Ersatzbrennstoff-Menge folgen auf den Plätzen zwei bis fünf die Kraftwerke Werne, Berrenrath, Flensburg und Schwarze Pumpe.

Bezogen auf das Jahr 2010 entfielen 91 % der mitverbrannten Ersatzbrennstoffmenge auf diese fünf Kraftwerksstandorte. Die restlichen 9 % – entsprechend rund 70.000 Tonnen Ersatzbrennstoff – verteilten sich auf sechs weitere Kraftwerke.

## 2.2 Verteilung auf Braunkohle- und Steinkohlekraftwerke sowie deren verschiedene Feuerungssysteme

Von der Einsatzmenge 2010 in Höhe von etwa 800.000 Tonnen entfielen etwa 78 % auf Braunkohlekraftwerke und etwa 22 % auf Steinkohlekraftwerke.

Der Anteil der Braunkohle-Trockenstaubfeuerungen überwiegt mit etwa 65 % deutlich, gefolgt von der Braunkohle-Wirbelschicht und der Steinkohle-Trockenstaubfeuerung mit jeweils etwa 13 % sowie der Steinkohle-Wirbelschicht mit etwa 9 %. Auf die Steinkohle-Schmelzfeuerung entfällt ein Anteil von weniger als 1 %.

Für den Zeitraum bis 2014 zeichnet sich bei leicht rückläufiger Ersatzbrennstoffmenge eine Verschiebung der Einsatzmengen zu Gunsten der zirkulierenden Steinkohle-Wirbelschichtfeuerungen ab. Der Anteil der Braunkohle-Trockenstaubfeuerungen sinkt.

## 3 EINFLÜSSE DURCH DEN ENERGIE- UND BRENNSTOFFMARKT

Die Mitverbrennung von Ersatzbrennstoffen aus Siedlungsabfällen und produktionsspezifischen Gewerbeabfällen steht in Deutschland im Spannungsfeld verschiedener Faktoren, die maßgeblichen Einfluss auf den derzeitigen Ersatzbrennstoff-Einsatz und die diesbezüglichen Planungen der Kraftwerksbetreiber haben.

Einerseits hat die steigende Stromeinspeisung aus erneuerbaren Energien – insbesondere Wind und Photovoltaik – zum Teil einschneidende Auswirkungen auf das Einsatzregime von Kohlekraftwerken. Dies betrifft Steinkohlekraftwerke in besonderer Weise, da sie nicht mehr überwiegend als Mittellastkraftwerke eingesetzt werden, sondern zur Abdeckung der Residuallast dienen. In mehreren Steinkohleblöcken konnte die Mitverbrennung infolge der reduzierten Einsatzstunden – entgegen früheren Planungen – nicht ausgebaut werden bzw. musste sogar deutlich eingeschränkt oder vollständig eingestellt werden.

Zudem beeinflussen verschiedene wirtschaftliche Anreize die Kraftwerksbetreiber bei der Entscheidung bezüglich des Ersatzbrennstoffeinsatzes sowie der Wahl der Ersatzbrennstoffarten und -mengen:

- Entwicklung der Zuzahlungen bzw. Preise für die Ersatzbrennstoffe: Der Ersatzbrennstoffmarkt hat in den vergangenen Jahren einen starken Wandel durchlaufen, insbesondere durch den großen Kapazitätsausbau bei Ersatzbrennstoff-Kraftwerken. In der Folge sind die Zuzahlungen für siedlungs- und gewerbeabfallstämmige Ersatzbrennstoffe erheblich gesunken, je nach Qualität sind zum Teil auch Preise für diese Brennstoffe zu zahlen.
- Preisentwicklung bei Kohle: Für Steinkohlekraftwerke ist der Kohlepreis ein wesentlicher Kostenfaktor. Nach Angaben des Bundesamts für Wirtschaft und Ausfuhrkontrolle (BAFA) lag der Preis für Kraftwerkssteinkohle (Drittlandskohlebezüge frei deutsche Grenze) im Jahr 2011 bei durchschnittlich etwa 107 Euro/Tonne SKE und damit deutlich höher als in den vergangenen fünfzehn Jahren – ausgenommen das bisherige Maximum im Jahr 2008.
- Preisentwicklung bei den CO<sub>2</sub>-Zertifikaten: Entsprechend dem regenerativen Kohlenstoffanteil im Ersatzbrennstoff kann der Kraftwerksbetreiber CO<sub>2</sub>-Zertifikate einsparen. Ab 2013 wird es für die Stromproduktion keine kostenlose Zuteilung von CO<sub>2</sub>-Zertifikaten mehr geben, diese müssen dann von der Energiewirtschaft vollständig ersteigert werden. Allerdings ist der Emissionshandel derzeit durch ein Überangebot an Zertifikaten auf dem Markt gekennzeichnet. Der Preis der Zertifikate ist seit deren Einführung stark gesunken und bewegt sich derzeit zwischen 7 und 8 Euro/Tonne CO<sub>2</sub> – anvisiert waren ursprünglich 30 Euro

(WELT Online 2012). Als Ursachen werden die Wirtschaftskrise, die gesunkene Produktivität und die Förderung der erneuerbaren Energien durch das EEG genannt. Um den Preisverfall zu stoppen, will die EU-Kommission ab 2013 die Ausgabe weiterer CO<sub>2</sub>-Zertifikate verzögern und durch die künstliche Verknappung den Preis nach oben treiben.

Der Emissionshandel ist ein wesentlicher Treiber der Brennstoff-Substitution. Im Jahr 2009 wurden in 63 Kraftwerken (nicht näher spezifizierte) Abfälle mitverbrannt, in 54 dieser Anlagen konnten durch die Mitverbrennung CO<sub>2</sub>-Emissionen und damit Zertifikate eingespart werden. Dies ist eine deutliche Zunahme gegenüber dem Vorjahr, in dem bei 55 Kraftwerken Abfälle mitverbrannt wurden, davon in 46 Anlagen mit CO<sub>2</sub>-Einsparungen (Deutscher Bundestag 2011).

Neben der Mitverbrennung von Ersatzbrennstoffen mit biogenen Anteilen haben etliche Kraftwerksbetreiber damit begonnen, rein regenerative Biobrennstoffe in ihren Kohlefeuerungen mitzuverbrennen, weitere planen dies für die Zukunft. Bei den eingesetzten Biobrennstoffen handelt es sich zum Beispiel um Althölzer der Klassen A1 und A2, Frischholz – z.B. aus Pflegearbeiten –, Grünschnitt sowie Kaffeegrund und Dinkelspelzen.

Verschiedene Umweltverbände und Verbände der deutschen Holzwirtschaft haben sich im Juni 2012 in einer gemeinsamen Erklärung gegen die von einigen Energiekonzernen vorangetriebene Mitverbrennung holzartiger Biomasse in Kohlekraftwerken gewandt. Die Verbände fordern, dass Holz ressourcenschonend genutzt werden sollte, verbunden mit einer hohen Wertschöpfung. Unter der Annahme, dass die energiepolitischen Ziele zum fortgesetzten Ausbau der Biomasse-Nutzung unverändert verfolgt werden, wird es Studien der EU zufolge in Westeuropa eine massive Deckungslücke in der Holzversorgung geben. Der zusätzliche Holzbedarf konventioneller Kohlekraftwerke würde diese Situation noch verschärfen und den Druck auf die Wälder weiter erhöhen (AGR 2012).

#### 4 PROBLEME BEI DER MITVERBRENNUNG – BETRIEBSERFAHRUNGEN DER KRAFTWERKS BETREIBER

Je stärker die Eigenschaften des Ersatzbrennstoffs von denen des Regelbrennstoffs abweichen und je höher der Anteil des Ersatzbrennstoffs am Brennstoffeinsatz ist, desto stärkere Auswirkungen auf den Anlagenbetrieb und die Qualität der Outputströme sind zu erwarten. In der Folge können einerseits bereits bei der Kohleverbrennung auftretende Probleme noch verschärft werden und andererseits neue, bisher unbekannte Probleme auftreten.

Es wurden zehn Probleme identifiziert, die gemäß den Erfahrungen der Betreiber von besonderer Bedeutung sind.

Einerseits gibt es Probleme, die durch Optimierung der Ersatzbrennstoff-Qualität und/oder Anpassungen der betroffenen Anlagenteile gelöst werden können (Gruppe III). Andererseits gibt es Probleme, die trotz Optimierungsmaßnahmen dazu führen, dass die Mitverbrennung dauerhaft limitiert werden muss (Gruppe II). Und schließlich kann die Mitverbrennung auch mit so massiven verfahrenstechnischen Störungen des Kraftwerksbetriebs oder erheblichen wirtschaftlichen Hemmnissen verbunden sein, dass der Betreiber den Einsatz von Ersatzbrennstoffen aus gemischten Siedlungsabfällen und produktionsspezifischen Gewerbeabfällen prinzipiell ausschließt (Gruppe I).

##### 4.1 Mögliche endgültige Ausschlussfaktoren

Aufgrund massiver Störung des Kraftwerksbetriebs

- unvollständiger Ausbrand (z.B. Paul et al. 2002, Eckardt 2005),
- Chlorkorrosion (z.B. Born 2005, Spiegel et al. 2007) und

aufgrund des erforderlichen Investitionsbedarfs (Wirtschaftlichkeit)

- HCl-Emissionen – Nachrüstungsbedarf der Abgasreinigung bei ZWS-Anlagen (z.B. Wirling et al. 2000).

#### 4.2 Mögliche dauerhaft limitierende Faktoren

- Verschmutzung und Verschlackung der Kesselheizflächen (z.B. Paul et al. 2005, Bachhiesl et al. 2001) und
- erhöhte Chloridbelastung der Abgasentschwefelung und der REA-Produkte (z.B. Mielke et al. 2007, Scheurer et al. 2000).

#### 4.3 Durch Optimierung der Ersatzbrennstoff-Qualität und/oder Anpassung der betroffenen Anlagenteile lösbare Probleme

- Probleme bei der Entladung, Förderung und Dosierung (z.B. Hörtinger et al. 2005),
- mechanische Probleme durch metallische Störstoffe (z.B. Schneider et al. 2006, Seiler et al. 2004),
- chemische und thermische Probleme durch Aluminium in ZWS-Feuerungen (z.B. Seiler et al. 2004),
- Erosion im Kessel (z.B. Scheurer et al. 2000, BMLFUW 2002) und
- Überschreitung der Kapazität der Ascheaustragssysteme.

Somit gibt es zwei Schlüsselfaktoren, an denen sich der betriebstechnische Erfolg oder Misserfolg eines Mitverbrennungsprojekts grundsätzlich entscheidet: die Feuerungstechnik und die Korrosion. Die verschiedenen Kraftwerkstypen bieten hinsichtlich dieser beiden Faktoren in Abhängigkeit von Feuerungssystem und Kohleart unterschiedlich günstige Voraussetzungen für die Mitverbrennung.

Für detaillierte Ausführungen zu den genannten Problemfeldern wird auf die frühere Untersuchung (Thiel 2007) verwiesen.

Im Hinblick auf die Umweltverträglichkeit der Mitverbrennung sind insbesondere

- die Schwermetallanreicherung in den Kraftwerksnebenprodukten und Auswirkungen auf deren Umweltverträglichkeit und Verwertbarkeit (z.B. MUNLV 2005, Bachhiesl et al. 2001) sowie
- die Emissionen v.a. leichtflüchtiger Schwermetalle in die Atmosphäre (z.B. Wilgeroth 1996, Martel 1999, Thomé-Kozmiensky 2000)

zu untersuchen.

#### LITERATUR

- AGR – Arbeitsgemeinschaft Rohholzverbraucher e.V. (2012) *Keine Mitverbrennung von Holz in Kohlekraftwerken*. Pressemitteilung vom 11.06.2012.
- Bachhiesl, M., Tauschitz, J., Zefferer, H. & Zellinger, G. (2001) Mitverbrennung von Sekundärbrennstoffen – Untersuchungen zur thermischen Verwertung von Biomasse und heizwertreichen Abfallfraktionen als Sekundärbrennstoffe in Wärmekraftwerken. Österreichische Elektrizitätswirtschafts-Aktiengesellschaft (ed.), *Schriftenreihe Forschung im Verbund Band 73*, Wien; Österreich.
- Born, M. (ed.) (2005) *Dampfzeugerkorrosion*. Freiberg; Deutschland: Verlag Saxonia Standortentwicklungs- und -verwaltungsgesellschaft mbH.
- BMLFUW – Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (ed.) (2002) Einsatz von Abfällen in Kraftwerken. *Schriftenreihe des BMLFUW Band 23/2002*, Wien; Österreich.
- Deutscher Bundestag (2011) Antwort der Bundesregierung auf die Kleine Anfrage der Abgeordneten Oliver Krischer, Dorothea Steiner, Bärbel Höhn, weiterer Abgeordneter und der Fraktion BÜNDNIS 90/DIE GRÜNEN – *Mitverbrennung von Abfällen in Kohlekraftwerken*. Drucksache 17/5162.
- Eckardt, S. (2005) Anforderungen an die Aufbereitung von Siedlungs- und Produktionsabfällen zu Ersatzbrennstoffen für die thermische Nutzung in Kraftwerken und industriellen Feuerungsanlagen. Dissertation an der Technischen Universität Dresden im kooperativen Verfahren mit der Hochschule Bremen, *Beiträge zu Abfallwirtschaft/Altlasten Band 41*. Pirna; Deutschland: Eigenverlag des Forums für Abfallwirtschaft und Altlasten e.V.
- Hörtinger, T., Kohde, H.-M., Ringel, J. & Piekos, S. (2005) Qualitätsüberwachung bei der Mitverbrennung von Sekundärbrennstoff im Kraftwerk Jänschwalde. *Fachbeitrag zum VGB-Seminar Chemie im Kraftwerk 2005*, Essen; Deutschland.

- Martel, C. (1999) *Schwermetallströme in Kohlekraftwerken – Ein Beitrag zur Planung und Steuerung industrieller Stoffströme bei Kuppelproduktion*. Dissertation, Universität Karlsruhe, Europäische Hochschulschriften, Reihe 5, Volks- und Betriebswirtschaft, Band 2506, Frankfurt am Main; Deutschland: Europäischer Verlag der Wissenschaften Frankfurt, ISBN 3-631-35365-0.
- Mielke, F., Sparmann, A. & Kappa, S. (2007) *Auswirkungen von erhöhten Chlorfrachten bei der Mitverbrennung von Sekundärbrennstoffen am Standort des Braunkohlenkraftwerks Jänschwalde*. In: Thomé-Kozmiensky, K.J. & Beckmann, M. (eds.): *Energie aus Abfall*, Band 2. Neuruppin; Deutschland: TK Verlag Karl Thomé-Kozmiensky.
- MUNLV – Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (ed.) (2005) *Leitfaden zur energetischen Verwertung von Abfällen in Zement-, Kalk- und Kraftwerken in Nordrhein-Westfalen*. 2. Auflage. Düsseldorf; Deutschland.
- Paul, S. & Kruse, I. (2002) Mitverbrennung von Substitutbrennstoffen und Tiermehl in Kohlekraftwerken – Chancen für eine kostengünstige Stromerzeugung? In: *VGB PowerTech* Nr. 9, S. 47-53.
- Paul, S., Zelkowski, J., Lindner, H. & Neuroth, M. (2005) Verschmutzung und Verschlackung bei der Verbrennung von Kohlen und Sekundärbrennstoffen. In: *VGB PowerTech* Nr. 3, S. 66-71.
- Scheurer, W., Richers, U., Maier, J., Hein, K.R.G. & Seifert, H. (2000) Stand der thermischen Nutzung von Sekundärbrennstoffen in Kraftwerken. In: *Entsorgungspraxis* Nr. 4, S. 27-34.
- Schneider, R., Brunne, T. & Schulz, N. (2006) *Mitverbrennung aus Betreibersicht*. Beitrag zur VGB-Fachtagung Brennstofftechnik und Feuerungen, Kassel; Deutschland.
- Seiler, U. & Hölter, G. (2004) Bedingungen für die Ersatzbrennstoffverwertung in Industriekraftwerken. In: Thomé-Kozmiensky, K. J. (ed.): *Ersatzbrennstoffe 4*. Neuruppin; Deutschland: TK Verlag Karl Thomé-Kozmiensky, S. 467-480.
- Spiegel, W., Herzog, T., Jordan, R., Magel, G., Müller, W. & Schmidl, W. (2007) Korrosion durch Einsatz von Biomasse- und Ersatzbrennstoffen: Bedarf für belagsgestützte Korrosionskenngrößen. In: Thomé-Kozmiensky, K.J. & Beckmann, M. (eds.): *Energie aus Abfall*, Band 2. Neuruppin; Deutschland: TK Verlag Karl Thomé-Kozmiensky, S. 585-602.
- Thiel, S. (2007) *Ersatzbrennstoffe in Kohlekraftwerken – Mitverbrennung von Ersatzbrennstoffen aus der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung in Kohlekraftwerken*. Neuruppin; Deutschland: TK Verlag Karl Thomé-Kozmiensky, Dissertation an der Bauhaus-Universität Weimar, S. 314.
- Thiel, S., Thomé-Kozmiensky, K.J. (2012) Co-combustion of solid recovered fuels in coal-fired power plants. *waste management & research* (ISSN 0734-242X) Volume 30, pp. 392-403.
- Thomé-Kozmiensky, K.J. (2000) Verwertungskonzepte für Ersatzbrennstoffe in Kraftwerken. In: Hengerer, D. et al. (eds.): *Abfallvermeidung und -verwertung, Deponietechnik und Altlastensanierung*. Konferenzbericht der 5. DEPOTECH Abfallwirtschaftstagung, Leoben; Österreich, S. 43-48.
- WELT Online (2012) *EU will Preisdumping beim Emissionshandel stoppen*. Artikel vom 26.07.2012, [www.welt.de/politik/ausland/article108383309](http://www.welt.de/politik/ausland/article108383309).
- Wilgeroth, U. (1996) *Analyse zu Schwermetallpfaden bei der thermischen Verwertung von Reststoffen in Kohlekraftwerken*. Dissertation. Technische Universität Clausthal, Clausthal; Deutschland.
- Wirling, J., Schiffer, H.-P. & Merzbach, F. (2000) Adsorptive Abgasreinigung bei der Mitverbrennung von Klärschlamm in einem braunkohlebefeuerten Industriekraftwerk. In: *VGB KraftwerksTechnik* Nr. 12, S. 88-91.

# Einfluss von Calciumspezies auf Korrosion und Verschmutzung in MVA und EBS-Kraftwerken

W. Spiegel, G. Magel & W. Müller  
*CheMin GmbH, Augsburg, Deutschland*

**KURZFASSUNG:** Calcium ist ein Element, das in technischen Produkten und somit auch in Abfällen häufig vorkommt, und dessen Auswirkung in den Abfällen jedoch meist unterschätzt wird. Die häufigsten Calciumphasen, die in den Verbrennungsrückständen nachzuweisen sind, sind Calciumsilikat und Calciumsulfat, die beide nur eine sekundäre Wirkung auf die Verschmutzung und keine Auswirkung auf die Korrosion in den MVA und EBS-Kraftwerken zeigen. Als weitere Phasen können Calciumchloridphasen genannt werden, die bei verstärktem Auftreten auch massive Auswirkungen auf die Verfügbarkeit der Anlagen haben können. Bei ungünstigen Bedingungen können die Calciumchloridphasen durch niedrige Schmelzpunkte bei den gegebenen Rauchgas-Temperaturen in geschmolzenem Zustand vorliegen und somit durch klebrige Oberflächen ein schnelles Anwachsen harter Beläge verursachen, die zum Abfahren der Anlagen zwingen. Desweiteren können sich Calciumchloridphasen korrosionsbegünstigend auswirken. Einerseits kann Calciumchlorid durch Wechselwirkung mit dem Kesselstahl indirekt (durch Stabilisierung des Eisenchlorids) Hochtemperatur-Chlorkorrosion auslösen, andererseits kann Calciumchlorid am kalten Ende des Kessels korrosiv wirken.

## 1 EINLEITUNG

Das Element Calcium ist das fünfthäufigste Element der Erdkruste. In der Biosphäre ist Calcium der bedeutendste Bestandteil für tragende und schützende Bestandteile von tierischen Lebewesen. Knochen, Schalen, Gehäuse und auch Zähne bestehen bevorzugt aus calciumreichen Phasen. Auf diese Weise wurden Calciumphasen in der jüngeren Erdgeschichte Bestandteil bedeutender gesteinsbildender Prozesse. Der Kreislauf des Calciums in Bio- und Geosystemen auf den Kontinenten und in den Meeren ist geprägt durch die Bindung als Carbonat. Dessen (pH-abhängige) Löslichkeit in Wasser ist die Voraussetzung für den stetigen Transport vom Land zum Meer, die biologische Nutzung und die Bildung mächtiger Meeressedimente, die dann im Zuge gebirgsbildender Prozesse wieder zu Landmassen werden (z.B. Kalkalpen, Dolomiten).

Primäre Quelle des Calciums sind überwiegend magmatische Gesteine der Erdkruste, die im Zuge der Verwitterung Calcium aus silikatischen Phasen (Feldspäte, Pyroxene, Olivine etc.) freisetzen und damit für den Transport in Gewässern und die Nutzung durch Pflanzen und Tiere verfügbar machen.

Carbonate (oft Mischsalze mit Magnesium; Dolomit) und Silikate sind damit auch die häufigsten Phasen des Calciums, die einen Ausgangspunkt für technische Nutzungen bilden. Abbau von calciumreichen Gesteinen (aus Lagerstätten), deren Verarbeitung (z.B. Brennen) und deren Weiterbehandlung (z.B. mahlen) führen zu einer sehr breiten Palette von Stoffen, die für spezifische Merkmale von industriell gefertigten Produkten bedeutsam sind. Hierzu gehören viele Baustoffe (z.B. Kalkstein, Zement) und viele Füllstoffe in Papier und Kunststoffen (Kalk). Den größten Anteil an den derzeit weltweit bei der Papierherstellung verwendeten Füllstoffen stellt neben Kaolin (ca. 45 %) Calciumcarbonat (ca. 44 %) dar, wobei Calciumcarbonat sowohl im natürlichen und gemahlten Zustand (Ground Calcium Carbonate – GCC) als auch präzipitiert (Precipitated Calcium Carbonate – PCC – gewonnen durch Fällung von  $\text{CaCO}_3$  aus einer Kalkmilch mittels  $\text{CO}_2$ ) zum Einsatz kommt (Kuntzsch 2009).



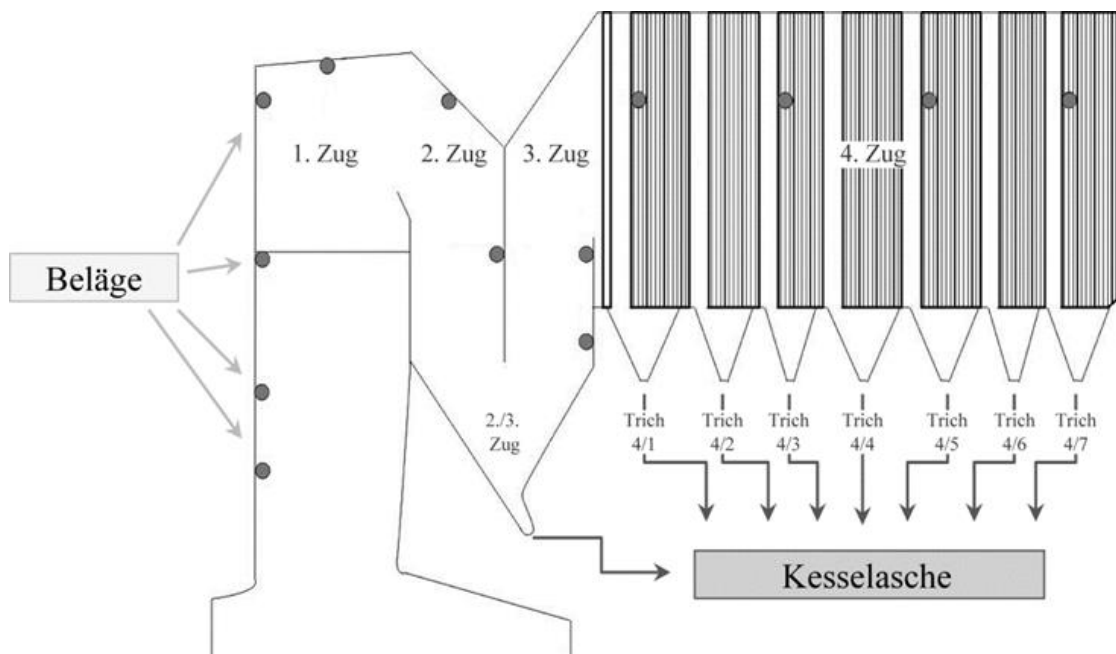
Der finale Zustand technisch erzeugter Produkte ist Abfall. In Form von haushaltsnahen bzw. industriellen Abfällen (und zum Teil auch in Form von Bauschutt) werden die Calciumphasen Bestandteil spezifischer Schritte zur Abfallbehandlung, d.h. insbesondere zur energetischen Nutzung in Kraftwerken. rost- bzw. wirbelschichtgefeuerte Dampferzeuger mit nachgeschalteter Turbine sind der häufigste Kraftwerkstyp für Müllverbrennungsanlagen (MVA) und Ersatzbrennstoffkraftwerke (EBS-Kraftwerk).

Literaturangaben (z.B. Morf et al. 2006) belegen für Calcium einen Anteil von ca. 1,8 Gew.-% im Siedlungsmüll und von ca. 3,1 Gew.-% im Gewerbemüll. Gemäß dem Bayerischen Landesamt für Umweltschutz (2002) ist Calcium insbesondere in der Feinfraktion des Hausmülls mit bis zu 9 Gew.-% zu finden.

In den Rückständen der Verbrennung findet sich die vollständige Fracht an Calcium aus dem Brennstoff wieder, d.h. es gibt praktisch keine gasförmigen Calciumverbindungen, die als Bestandteil des Rauchgases am Kesselende vorliegen. In der Rauchgasreinigung werden bei bestimmten trockenen bzw. quasitrockenen Verfahren Calciumphasen als Absorbens der sauren Bestandteile im Rauchgas zugeführt, sodass die Filterstäube eine zusätzliche Calciumfracht enthalten.

## 2 CALCIUM IN DER FEUERUNG

Der größte Anteil der Calciumfracht im Brennstoff wird Bestandteil der Rostschlacke (bzw. der Wirbelbettasche). Im Vergleich zwischen Schlacke und den anderen Stoffströmen aus dem Kessel (u.a. Kesselasche, Zyklonstaub) und aus der Rauchgasreinigung (u.a. Filterstaub; ohne Berücksichtigung von Additiven) sind die Calciumspezies in ihren Anteilen durchaus unterschiedlich vertreten. Dies ist vor allem durch die Bindung des Calcium in den Schmelzpartikeln (siehe unten) und deren eher gröberes Kornspektrum bedingt. In der Abb. 1 sind u. a. die Frachten und Anteile des Calciums in den Rückständen einer MVA aufgeführt. Dabei wurden Beläge, Kesselaschen aus den unterschiedlichen Austragspositionen (Trichtern) und Filteraschen untersucht (Spiegel et al. 2005).



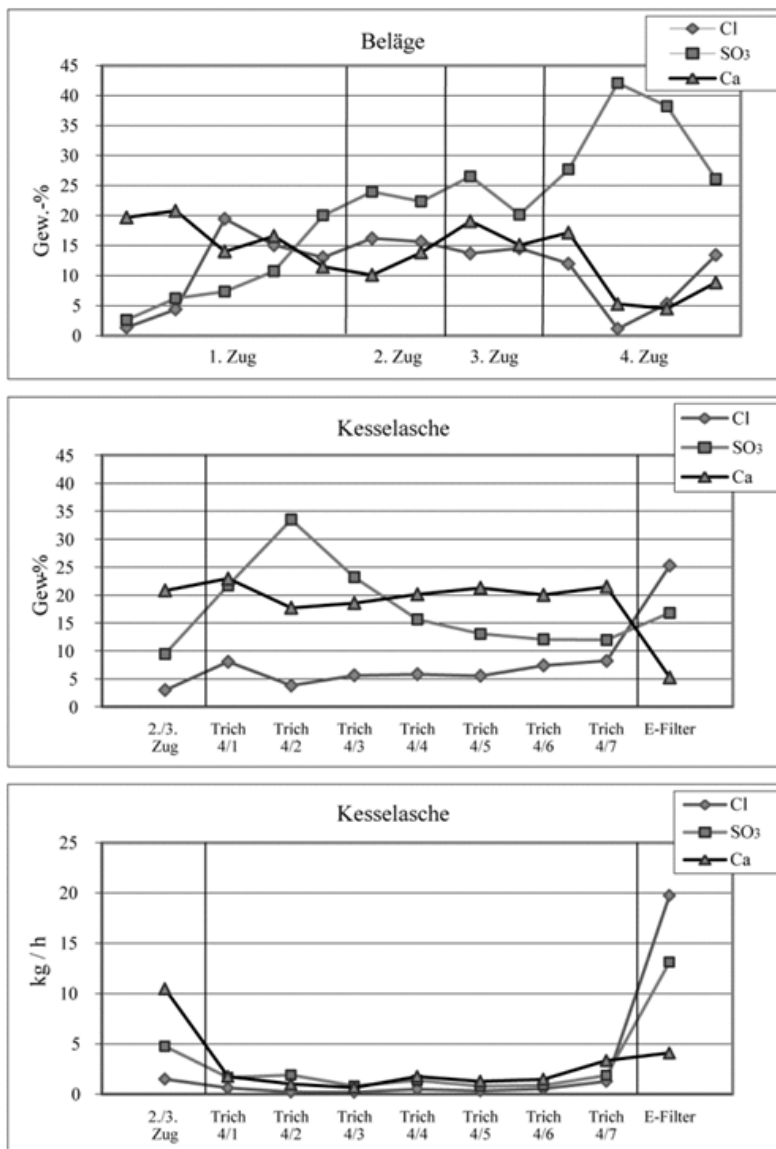


Abb. 1: Verteilung der Anteile von Calcium, Chlor und SO<sub>3</sub> in den Belägen, Kesselaschen und Filteraschen einer MVA (Quelle Spiegel et al. 2005)

Dabei sind unterschiedliche Calciumphasen in den Rückständen der Verbrennung nachzuweisen: Bei rostgefeuerten MVA und EBS-Kraftwerken wird der Brennstoff im Zuge der sukzessiven Prozessschritte der Feuerung (Trocknung, Entgasung, Vergasung, Verbrennung) in der Regel so heiß, dass sich aus einem erheblichen Anteil der Calciumphasen und Siliziumphasen des Brennstoffs Calciumsilikate bilden bzw. – als Vorläuferstadium – calciumreiche silikatische Schmelzen (die je nach Abkühlgeschwindigkeit auch zu Glas erstarren). Je umfassender der Verbrennungsprozess im Gutbett abläuft (z.B. bewertbar am Anteil TOC in der Schlacke), desto höher ist meist die maximale Gutbetttemperatur und desto umfassender ist das Auf- und Einschmelzen der Calciumphasen in eine silikatische Schmelze.

Ein Teil dieser Schmelzen wird über die Primärluft und/oder die lokale Thermik in das Rauchgas gerissen. Es bilden sich kugelige Partikel aus Schmelze, die mittfliegend im Rauchgasstrom schnell erstarren und so meist glasig sind, mit unterschiedlich hohen Anteilen an darin gesprossenen Kristallen. Diese kugeligen Partikel finden sich in Kesselaschen und Filteraschen und sind auch an der Belagsbildung auf den Wärmetauscherflächen beteiligt. Aufgrund ihrer stofflichen und chemischen Eigenschaften werden diese „Schmelzekügelchen“ im Zusammenhang mit Korrosionsbewertungen als „inerte Aschefracht“ bezeichnet (Spiegel et al. 2004).

Neben der Bildung silikatischer Calciumspezies kann es im Gutbett auch zur Bildung von Calciumoxid kommen (thermische Zersetzung von Calciumcarbonat) und ggf. durch Weiterreaktion mit  $\text{SO}_2/\text{SO}_3$  auch zur Bildung von Calciumsulfat bzw. durch Weiterreaktion mit  $\text{HCl}$  zur Bildung von Calciumchlorid.

Die Reaktionskette im Gutbett zum Calciumsulfat kann verfahrenstechnisch die Entschwefelung des Rauchgases unterstützen (sog. Primärentschwefelung) und durch Zugabe von Kalk zum Brennstoff auch gezielt herbeigeführt werden (häufig für fossile Brennstoffe angewandt).

Für das feinkörnige Calciuminventar des Brennstoffs bedeuten die zum Silikat bzw. Sulfat führenden stofflich-thermischen Reaktionen in der Feuerung einer MVA bzw. eines EBS-Kraftwerks die Ausbildung einer stabilen, inerten Spezies. Die gröberstückigen Bestandteile des Calciuminventars (Stücke von z.B. Kalk oder Zement) bleiben demgegenüber stofflich weitgehend unverändert (nur oberflächliche Reaktionssäume). Der Anteil an gebranntem (freien) Kalk ( $\text{CaO}$ ), der nicht mit Schwefelspezies zu Sulfat, mit  $\text{CO}_2$  zu Carbonat oder mit  $\text{HCl}$  zu Chlorid reagiert, ist in der Regel gering.

Da nur das feinkörnige Inventar an Partikeln im Gutbett in das Rauchgas getragen werden kann, sind die Beläge, Aschen und Stäube in Bezug auf Calciumphasen weitgehend durch silikatische und sulfatische Bindung geprägt. Aus langjähriger Erfahrung in MVA ist bekannt, dass diese Bindungen in Belägen, Aschen und Stäuben dominieren und demgegenüber der Anteil an Calciumchlorid so gering ist, dass ein Nachweis meist nicht möglich ist.

Bei silikatischer und sulfatischer Bindung des Calciuminventars ergibt sich in Bezug auf die Verschmutzung und die Korrosion der Kesselheizflächen meist kein spezifischer Handlungsbedarf, weder im Zusammenhang mit Schadensvermeidung oder betrieblicher Optimierungen, noch für Änderungen in der Verfahrenstechnik. Art, Anteil und Stückigkeit der Calciumphasen im Brennstoff Abfall sind demnach keine relevante (zu beachtende oder zu steuernde) Größe im Betriebsablauf einer MVA. Nur bei der Verwertung der (nass ausgetragenen) Schlacke kommt dem reaktionsfreudigen  $\text{CaO}$  und seinen alkalische Milieubedingungen erzeugenden Reaktionsprodukten Bedeutung zu („Alterung“ von Schlacken).

### 3 PROBLEMATISCHE CALCIUMPHASE: CALCIUMCHLORID

Die häufigen Calciumspezies Silikat, Sulfat und Carbonat entwickeln keine spezifisch ungünstigen Eigenschaften in der Feuerung oder im Kessel, insbesondere nicht für den Prozess des Wärmeübergangs im Dampferzeuger. Im Gegenteil, hohe Anteile an diesen inerten Spezies mindern die Korrosionspotentiale und begrenzen das Wachstum der Beläge.

Diese Argumentation trifft aber nicht auf Calciumchlorid zu (bzw. Calciumhydroxichlorid; wird nachfolgend gemeinsam mit Calciumchlorid unter der Begriff „Calciumchloridphasen“ zusammengefasst). Denn die chloridischen Spezies des Calciums vereinen eine Reihe ungünstiger Eigenschaften, die sowohl für die Dynamik von Korrosionsprozessen, als auch für die Dynamik der Verschmutzung hohe Bedeutung haben. Folgende Merkmale stehen hierbei im Vordergrund:

- Calciumchloridphasen können zusammen mit den Zunderschichten des Kesselrohrs und mit  $\text{SO}_2$  im Rauchgas die Stabilität von Eisenchlorid an der Korrosionsfront begünstigen und damit den initialen Schritt der Hochtemperatur-Chlorkorrosion auslösen.
- Calciumchloridphasen liegen bei hohen Rauchgastemperaturen auch gasförmig gelöst vor und können damit im abkühlenden Rauchgas zu Aerosolen desublimieren und sich damit in den Belägen auf den (heißen) Wärmetauscherflächen in bestimmten Zonen des Kessels selektiv stark anreichern.
- Bei gemeinsamer Präsenz von Alkalichloriden und Calciumchloridphasen in Belägen wirken Calciumchloridphasen wie ein Flussmittel, d.h. die Schmelztemperatur der Mischsalze wird deutlich abgesenkt. Bei einer bestimmten Mischung der Alkalichloride mit den Calciumchloridphasen können Schmelzpunkte von ca.  $500\text{ }^\circ\text{C}$  erreicht werden (Abb. 2). Dies führt einerseits zu sehr dichten versinterten Belägen (die schwer abzureinigen sind) und andererseits zu klebrigen Belagsoberflächen, die ein schnelles Belagswachstum fördern.

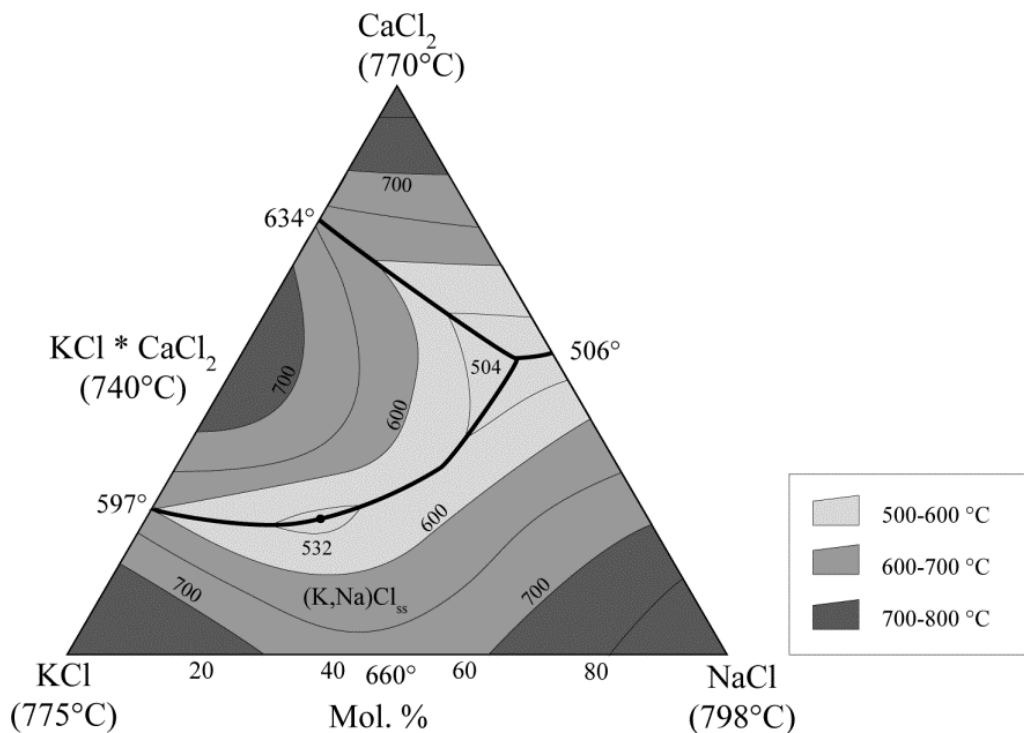


Abb. 2: Schmelzpunktdiagramm des 3-Phasensystems KCl-NaCl-CaCl<sub>2</sub>

Die Präsenz von Calciumchloridphasen im Rauchgas wirkt sich somit über verschiedene Mechanismen störend aus. Erhöhter Instandhaltungsaufwand durch korrosive Rohrabzehrung und durch mechanisches Abreinigen harter Beläge während Stillständen (insbesondere zeitaufwändig in Berührungsheizflächen) macht sich ebenso bemerkbar wie eine reduzierte Verfügbarkeit (ungeplante Stillstände durch Rohrreißer und/oder vorzeitiges Ende der Reisezeit durch Verschmutzung), sowie generell verkürzte Reisezeiten (mit Zwischenreinigungen).

Zudem sind in vielen Fällen auch zusätzliche Investitionen nötig, insbesondere in online-Reinigungsverfahren (zur Bekämpfung des schnellen Belagwachstums in den Strahlungszügen), um die Rauchgastemperatur am Eintritt in die Berührungsheizflächen begrenzen zu können.

Sekundäre Schäden durch die intensive Verschmutzung des Kessels ergeben sich durch den ungeeigneten Einsatz von Reinigungsverfahren (z.B. zu hoher Druck bzw. zu hohe Frequenz der Anwendung) und dadurch ausgelöste Erosion an Kesselrohren.

Die oben genannten korrosiven Auswirkungen der Calciumchloridphasen beziehen sich nicht nur auf deren Potential zur Stabilisierung von Eisenchlorid auf Strahlungs- und Überhitzerheizflächen, sondern auch auf deren Deliqueszenzfähigkeit (Bildung einer Salzlösung oberhalb des Wassertaupunkts), d.h. elektrolytische Korrosion an ECO- LUVO-Wärmetauschern und auch Blechen in der Rauchgasreinigung (Herzog et al. 2012). Als Beispiel ist in Abb.3 eine Korrosion an LUVO-Rohren einer Biomasse-Anlage dargestellt.

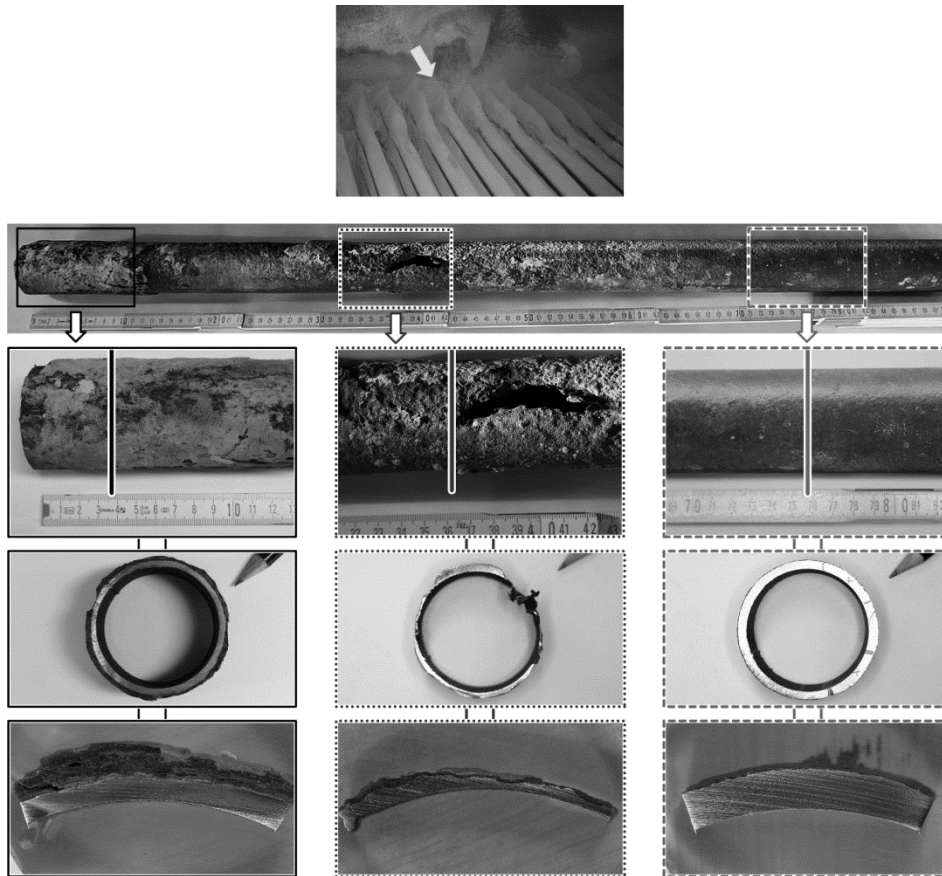


Abb. 3: Korrosion an LUVO-Rohren einer Biomasse-Anlage

Viele dieser Phänomene zeigen sich beim Einsatz von Ersatzbrennstoffen besonders ausgeprägt. In Bezug auf MVA mit Hausmüll als Brennstoff sind die Phänomene meist geringer ausgeprägt (allerdings gibt es auch hier Ausnahmen). MVA mit deutlichen Anteilen an Industrieabfällen können eine Zwischenposition einnehmen.

Angesichts dieser spezifischen Merkmale der Calciumchloridphasen und dem dadurch gegebenen erheblichen Unterschied zu den übrigen Calciumphasen und angesichts des empirischen Befunds, dass Calciumchloridphasen vor allem im Zusammenhang mit Ersatzbrennstoffen im Kessel präsent sein können, ergeben sich Fragen nach den Bildungsbedingungen, der Stabilität und der Reaktivität von Calciumchloridphasen in der Feuerung und im Rauchgas bzw. in den Kesselbelägen. Das Vermeiden der Stabilität von Calciumchloridphasen durch geeignete Prozesstechnik der Feuerung ist ein möglicher Hebel zur Vermeidung der oben beschriebenen negativen Auswirkungen.

#### 4 STABILITÄT VON CALCIUMCHLORID

Der Nachweis von Calciumchloridphasen im Rauchgas bzw. in den Belägen erfordert den Einsatz von online-Monitoren (z.B. Belagsmonitore mit einer Verweilzeit von ca. 10 h im Rauchgas, parallel an mehreren Positionen entlang des Rauchgasweges; Abb. 4), da Calciumchloridphasen im Belag über längere Reisezeiten hinweg zu Calciumsulfat weiterreagieren und somit in den Kesselstäuben oder in den beim Stillstand beprobten Belägen nicht mehr nachweisbar sind. Der analytische Nachweis erfolgt an Pulverproben mittels Röntgendiffraktometrie bzw. an trocken präparierten Objekten mittels ortsaufgelöster Analytik (REM-EDX).

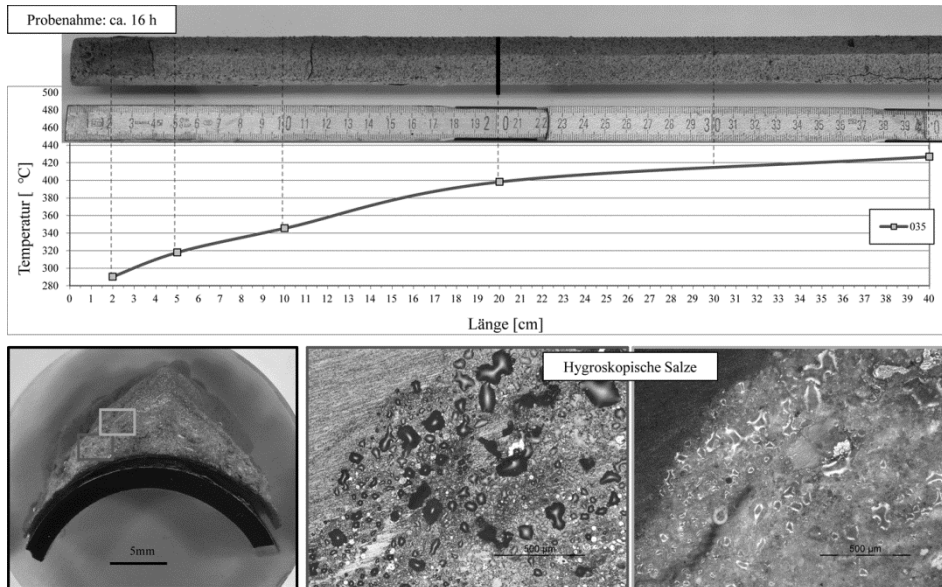


Abb. 4: Bildung von Belägen am eingesetzten Belagsmonitor. Die stark hygroskopischen Eigenschaften des Belags weisen auf die Anwesenheit von hohen Anteilen an Calciumchloridphasen hin

Die Befunde der Belagsmonitore zeigen, dass im Temperaturbereich des Rauchgases von ca. 900 bis 600 °C hohe Konzentrationen an Calciumchloridphasen in den Belägen auftreten können (bis zu ca. 50 Gew.-% Anteil). Dies ist bedingt durch Desublimation und die damit gegebene selektive Anreicherung in den Belägen. Wenn Calciumchloridphasen im Rauchgas vorhanden sind, „entlädt“ sich diese Fracht vor allem im genannten Temperaturbereich.

Calciumchloridphasen als Bestandteil des Brennstoffs ist eine eher unwahrscheinliche Option. Calciumchlorid hat zwar technisch eine vielseitige Bedeutung (u.a. als Trockenmittel, Frostschutzmittel, Taumittel im Winterdienst und Abbindebeschleuniger), eine signifikante Fracht von Calciumchloridphasen in Abfall- bzw. Ersatzbrennstoffen ist jedoch nicht zu erwarten. Somit müssen sich die nachweislich im Rauchgas präsenten Calciumchloridphasen in der Feuerung bilden. Gemäß thermodynamischer Gleichgewichtszustände und -reaktionen ergeben sich folgende Temperatur- und Stoffzustände mit Relevanz für die Stabilität von Calciumchloridphasen:

- Relation von Temperatur (der Calciumphase, also Carbonat bzw. Oxid) und der Fracht an HCl (im lokal die Calciumphase umgebenden Gasraum) im Gutbett.
- Relation von Temperatur (der Calciumphase, also Carbonat bzw. Oxid) und dem Wasserdampfpartialdruck (im lokal die Calciumphase umgebenden Gasraum).
- Relation von Temperatur (der Calciumphase, also Carbonat bzw. Oxid) und dem SO<sub>2</sub>-Partialdruck (im lokal die Calciumphase umgebenden Gasraum).

Ein weiterer relevanter Faktor für die Bildungsrate von Calciumchloridphasen ist die Größe der ursprünglichen Calciumphase: je kleiner, desto günstiger ist das Volumen zu Oberflächenverhältnis und desto weniger begrenzend ist der Faktor der Diffusionsgeschwindigkeit der Gasspezies (HCl) durch die oberflächigen Reaktionsprodukte – Calciumchloridphasen – hindurch zur Reaktionsfront der ursprünglichen Calciumphase.

Übersetzt in betriebsrelevante Tendenzen ergeben sich hieraus folgende Aussagen:

- Höhere Chance zur Calciumchloridphasenbildung bei mäßigen Gutbetttemperaturen (Bereich von 500 bis 700 °C).
- Höhere Chance zur Calciumchloridphasenbildung bei hohen Anteilen an Chlor im Brennstoff.
- Höhere Chance zur Calciumchloridphasenbildung bei niedrigen Anteilen an Schwefel im Brennstoff.
- Höhere Chance zur Calciumchloridphasenbildung bei geringer Feuchte im Brennstoff.

Damit werden die modernen Merkmale einer gestuften Feuerung (Motivation: Vermeidung des Austrags von Schwermetallen und Salzen bzw. Vermeidung von Metallschmelzen (z. B. Aluminium) bei Wirbelschichtanlagen) ebenso relevant für die Calciumchloridphasenbildung, wie die typischen stofflichen Merkmale von Ersatzbrennstoffen (geringe Feuchte, hohe Chloranteile und hoher Anteil an feinkörnigen Füllstoffen aus Calciumcarbonat in Papier und Kunststoffen).

## LITERATUR

- Bayer. Landesamt für Umweltschutz (2002) Restmüllanalysen – eine Grundlage eines nachhaltigen Stoffstrommanagements in der Abfallwirtschaft. *Fachtagung Augsburg* 05. Dezember 2002.
- Herzog, T., Müller, W., Spiegel, W., Brell, J., Molitor, D. & Schneider, D. (2012) Korrosion durch Taupunkte und deliqueszente Salze im Dampferzeuger und in der Abgasreinigung. In: Thomé-Kozmiensky K.J. und Beckmann, M. (Hrsg.): *Energie und Abfall*, Band 9. Neuruppin: TK Verlag Karl Thomé-Kozmiensky.
- Kuntzsch, T. (2009) Gezielte Einstellung von Papiereigenschaften durch Wahl geeigneter Füllstoffkombinationen. *PTS-Forschungsbericht IW 072042*. [www.ptspaper.de](http://www.ptspaper.de).
- Morf, L.S., Schenk, K. & Fahrni, H.-P. (2006) Chemische Zusammensetzung verbrannter Siedlungsabfälle. Untersuchungen im Einzugsgebiet der KVA Thurgau. *Umwelt-Wissen Nr. 0620*. Bundesamt für Umwelt, Bern. S. 104.
- Spiegel, W., Gruber, K., Magel, G., Müller, W. & Metschke, J. (2004) *Systematisierung und Bewertung von verfügbaren Maßnahmen zur Korrosionsminderung der betrieblichen Praxis von MVA mittels partikelförmiger Rauchgasbestandteile*. Bayerisches Staatsministerium für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz, Projekt EU22. Verfügbar unter [www.chemin.de](http://www.chemin.de).
- Spiegel, W., Magel, G. & Metschke, J. (2005) *Wasserstoffbildungspotential von MVA/MPA-Flugstäuben*. Bayerisches Landesamt für Umweltschutz, Projekt L24. Verfügbar unter [www.chemin.de](http://www.chemin.de).

# High-Efficiency Waste-to-Energy: Concepts and Operational Experience in Amsterdam

M.A.J. van Berlo, P. Simoes & H.de Waart  
*Afvalenergiebedrijf, Amsterdam, The Netherlands*

**ABSTRACT:** Many different energy efficiency optimisation technologies have been developed. One of the more significant technologies is an increase in steam pressure and temperature, beyond the conventional 40 bar/400 °C level. However, increased steam parameters tend to increase corrosion and fouling in the boiler of a WtE-plant. This can be prevented by improved boiler design, the use of corrosion resistant Inconel cladding of the membrane walls and adaptation of the water-steam cycle. The open question is how to optimise water-steam cycle and boiler design to improve efficiency and minimise corrosion. The Authors compare four different concepts of water-steam cycles with high steam parameters. The operating experience of the new 530,000 tons/year Amsterdam Waste Fired Power Plant (WFPP), is presented and evaluated. It employs high steam parameters of 125 bar/440 °C and uses steam-steam reheating to achieve a peak 31.5 % net electrical efficiency (35.0 % gross) and an availability of 92.4 %.

## 1 INTRODUCTION

Emission reduction has been the prime focus in the Waste-to-Energy (WtE) industry, in past decades. Maximum allowable emission limits have been reduced drastically. At present the standards for WtE emissions are lower than for almost all other industries. This fostered the development of new and improved technologies in the gas cleaning system. Cost Benefit Analysis of WtE operations however show that by improving energy efficiency, there is more to gain in a further reduction of the environmental impact, (Dijkgraaf & Vollebergh 2003), (Ragossnig et al. 2008). Increased steam parameters and other process innovations, have been employed in several new installations to raise net electric efficiencies from an industry average for new plants of 20 – 24 % to up to 30 %.

There are many different options that each make a small contribution to increased energy efficiency (Wandschneider 2005) Major options include; increased steam pressures and temperatures; reheating steam between turbine stages; external steam superheating; flue gas recirculation and boiler outlet temperature reduction.

Comparison of the efficiency of the plants is further complicated by the delivery of steam or hot water, with vastly different exergy levels, rather than electricity. This results in a wide range of efficiencies reported by the WtE operators in Europe (Reimann 2006).

On the basis of the available data from third parties and the operational results of the installation in Amsterdam, we selected the following four concepts as the most important ones for a detailed analysis:

- Increased boiler temperature and pressure.
- External heating of superheated steam.
- Reheating of steam between the HP and LP turbines, with a heat exchanger in the boiler.
- Reheating of steam between the HP and LP turbines, with a steam-steam heat exchanger.

This paper evaluates the use of high steam temperatures and pressures as well as steam reheating as two significant measures to increase energy efficiency. In most conventional installations steam of 40 – 50 bar and 400 °C is used as the compromise between energy efficiency and corrosion and fouling as the predominant maintenance issues.

The example evaluated by the authors, is the High-Efficiency WtE facility in Amsterdam, where a high net electric efficiency of 30 % has been achieved in five years of operation. In that plant steam system operates at 125 bar and 440 °C.



## 2 REHEATING

### 2.1 Flue gas reheater

Reheating the steam between the HP and LP turbines by a heat exchanger bundle in the boiler is the normal solution for coal-fired power plants. It had not previously been used in WtE plants, because it shifts the heat load from the relatively low maintenance radiation part to the convection part. This would require even more bundles in higher temperature flue gases than the high temperature variant. Although this option was dismissed by the AEB in 2000, nine years later a 250,000 tons/year refuse derived fuel (RDF) plant was started in Rüdersdorf (near Berlin) with steam parameters of 90 bar/420 °C using a reheating bundle in the flue gas. The electrical efficiency of this plant is 29.1 % net and 31.8 % gross. The plant however, experienced problematic corrosion in the superheaters. Reheating with a bundle in the flue gas seems more appropriate for biomass combusting plants. The temperatures and hence efficiencies in these plants can be higher because the biomass combusted contains less chlorine than MSW, which results in less aggressive conditions in the boiler. Some biomass plants were constructed in Bischofferode (Thüringen, Germany, 128 bar/532 °C), Leipzig (Germany, 20MW fluidized bed boiler, fresh wood from forestry, 128 bar/532 °C), Eberswalde (Germany, 80 bar/480 °C) and Simmering (Vienna, Austria, 120 bar/520 °C).

### 2.2 Steam–steam reheater

Intermediate indirect reheating using saturated steam from the steam drum (Berlo 2001b), was introduced to reduce the number of bundles in flue gas passes and reduce the required flue gas temperature needed at superheater inlet. Instead, the steam from the high pressure section of the turbine is superheated using saturated steam from the steam drum. This made it possible to achieve efficiency improvements that meet both availability and maintainability requirements. The principle of this system is illustrated in Fig. 1.

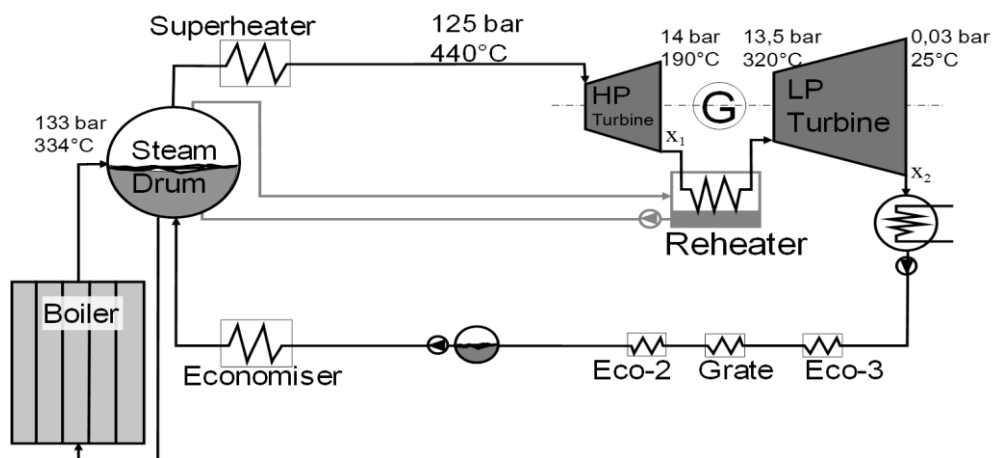


Fig. 1: Indirect reheating with saturated steam from the drum

In broad terms intermediate heating using saturated steam according the concept of Fig. 1 achieves the following changes: The reheater is a steam–steam shell-and-tube heat exchanger, which is very compact because of the high pressure. It can be positioned near the turbine so as to have minimum pressure loss.

A new degree of freedom in setting dimensions for the boiler is established. By choosing the pressure of the steam for reheating, the heat load can be freely partitioned over the radiation and convection section of the boiler. There is a shift towards increased vaporization heat load, rather than superheater heat load. In other words, there is relatively more corrosion resistant surface in the boiler. This enhances its availability. The heat for reheating compensates for the decrease in heat for evaporation caused by the increase in pressure.

Shifting the heat load from convection type bundles to empty radiation passes is good for the residence time of the flue gasses (see 3.1 corrosion).

The required flue gas temperature at the entry of the superheaters can be substantially lower, which decreases boiler fouling if it is below 630 °C. This then helps to reduce corrosion. However, this increases superheater surface due to the lower temperature difference between flue gas and steam.

The steam in the low-pressure section of the turbine is considerably drier. This reduces the burden on the low-pressure section of the turbine and reduces turbine wear.

The additional input of energy during intermediate heating increases the enthalpy differential available for the production of power. A higher efficiency can be achieved.

### 2.3 Thermodynamic model

Tab. 1: Overview of efficiencies of modelled concepts

	Classical	High Temp.	Steam-steam reheat	Flue gas reheat
Design & Reheat Pressure	40	70	125 / 16	90 / 20 bar
Design & Reheat Temperature	400	480	440 / 326	430 / 430 °C
Drum Temperature	261	293	334	311 °C
Gross electrical efficiency	27.9%	32.1%	33.4%	33.2%
Net Electrical efficiency	24.5%	29.1%	30.0%	30.1%

The flue gas reheating (90 bar/420 °C) has a large additional bundle in the boiler and requires higher flue gas entrance temperature at the inlet of this bundle. This has a risk of fouling because of the increased stickiness of the fly ash at higher temperatures.

In Amsterdam steam-steam reheating was chosen (125 bar/440 °C, red line) because experience dictates that the required high availability is only possible with low flue gas temperatures at the superheater inlet, preferably below 630 °C at the end of a two-year period of continuous operation.

## 3 OPERATIONAL EXPERIENCES

### 3.1 The Amsterdam High Efficiency Waste-to-Energy plant

In 2003, the city of Amsterdam decided to build a Waste Fired Power Plant (WFPP) with a net electrical efficiency of 30% and an availability of over 90 % (530,000 tons/year, two lines). The design was based on extensive experience with the 1993 installation, which has a 22 % net electrical efficiency (850,000 tons/year in four lines).

It was decided to use Inconel 625 as boiler cladding to achieve the required high availability. The steam parameters were chosen at 125 bar/440 °C in combination with the use of a steam/steam reheater between turbine stages. The high electrical efficiency was reached by a new combination of a number of optimisation measures (Wandschneider 2007). Most of these were in one way or another available on the market. The combination of high steam pressure and a reheater however was patented. It is a crucial innovation in matching corrosion properties with high steam parameters and an optimal turbine layout that combines high boiler availability with high turbine efficiency (Berlo 2001b).

Construction of the plant started in 2004, operation started in 2007. Since then, over 2.5 million tons of MSW have been processed. All design criteria have been met and the operational experience with the boilers with 125 bar/440 °C is similar to the other four lines that have more conventional steam parameters of 42 bar/430 C. The new plant operates independently and has a layout similar to the existing plant. The design resulted in low corrosion rates at the Inconel-clad membrane walls, and an extremely low corrosion rate of the superheaters. Based on evaluation after more than four years a lifetime of over ten years is to be expected for the cladding of the pipes of the membrane wall and for the superheater bundles, which are made of standard boiler steel. The lower than expected superheater corrosion seems to prove the assumed relation with the long flue gas residence time and low flue gas speeds, but further research is needed to verify the exact mechanisms behind this relation.

Tab. 2 Operational data of the WFPP – Amsterdam

Operational data		2010	2011
Availability	%	91.5%	92.4%
Waste treated	ton/year	475,574	480,031
Calorific value	MJ/kg	11.5	11.6
Electricity net	MWh	425,369	447,610
Electricity net	kWh/ton waste	894	932
Electricity gross	kWh/ton waste	1020	1060

### 3.2 Current performance

The efficiency achieved over 2010 and 2011 is shown in Fig. 2 and Tab. 3. This efficiency is calculated according to a detailed, plant-specific model that uses over 70 process parameters in accordance with VDI 3986 (2000) and Murer et al. (2010). The model is validated and certified for a subsidy on electrical efficiency from the Dutch government. We combine the net electrical and heat output into a Fictive Electrical Efficiency:

$$FEE = \frac{\text{Exergy output}}{\text{Exergy input}} = \frac{\text{Electricity} + k_{Carnot} * \text{Heat}}{\text{Lower Heating Value} * \text{Waste quantity}} \quad (1)$$

With  $T_{reference}=15^{\circ}\text{C}$  as annual average ambient temperature and  $T_{heat}=106,6^{\circ}\text{C}$ :

$$k_{Carnot} = 1 - \frac{T_{reference}}{T_{heat}} = 24,1\% \quad (2)$$

$k_{Carnot}$  is the correction factor for the temperature at which the heat is delivered. Instead of energy efficiency this FEE uses exergy to combine the output of electricity and heat into a single physically correct and representative value for the efficiency of Combined Heat and Power production (CHP) (Murer et al. 2009), (Murer et al. 2010), (Grosso et al. 2010).

Tab. 3: Efficiency data (averages over a year or half-year)

Efficiency		2010	2011 Jan-June	2011 July- Dec
R1/D10	*	0,890	0,903	0,918
	Electricity only	0,858	0,873	0,885
Energy	Gross	34,9%	35,2%	35,9%
	Net	30,9%	31,1%	32,4%
Exergy efficiency = FEE	Gross	32,7%	33,2%	33,7%
	Net	28,75%	29,14%	30,19%
Electrical	Gross	32,0%	32,6%	33,0%
	Net	28,1%	28,5%	29,5%
	In-plant consumption	3,9%	4,1%	3,6%
Heat	Exported	2,9%	2,6%	2,9%
	Exergy in heat	0,69%	0,63%	0,71%

\* based on Gross Electricity & External Heat delivery without internal heat consumption.

The net FEE was 30.18 % over the second half of 2011. Best regularly achieved net FEE was 31.3 to 31.5 % (average over a day of net electricity delivery to the grid plus exergy of exported heat) and 34.9 to 35.1 % for gross FEE (average over a day of electricity produced by the turbine plus the exergy of the exported heat). This is slightly higher than the modelled value in Tab. 1 because of some additional measures to increase energy efficiency that were used in the Amsterdam High-Efficiency plant. Especially the large low temperature, sea harbour water-cooled condenser adds a 1.2 % efficiency increase. This local advantage was not used in the model for comparison of the concepts. This additional efficiency is partially consumed by the

more than normal parasitic energy consumption of the extensive flue gas cleaning in the Amsterdam plant.

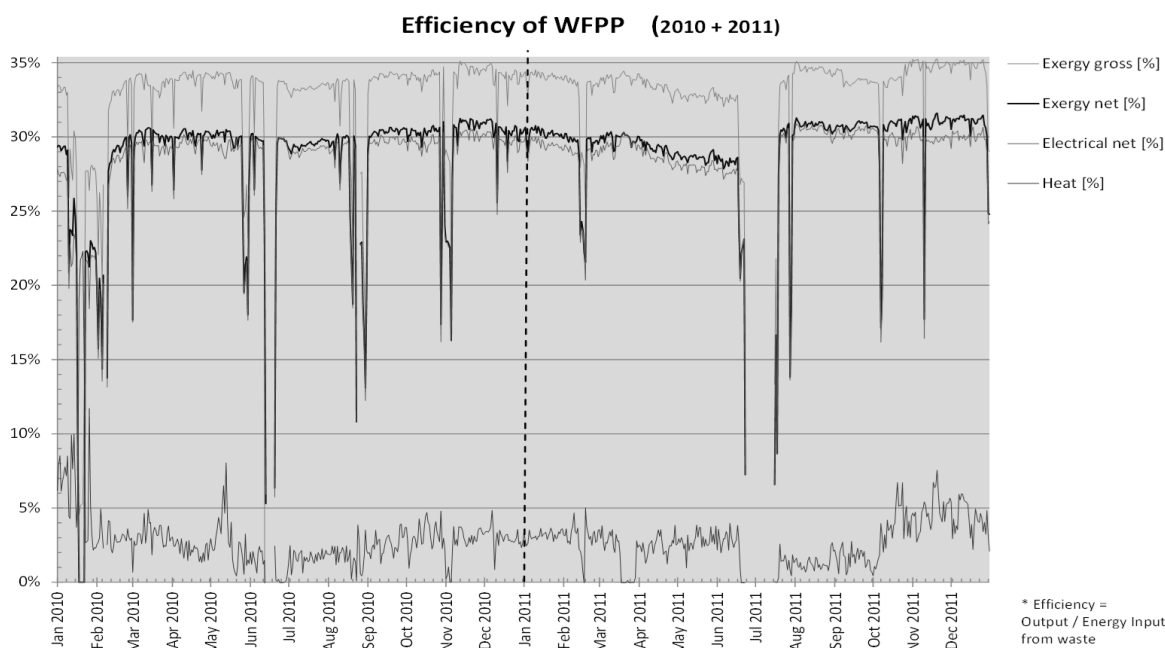


Fig. 2: Net plant efficiency (daily values)

As shown in Fig. 2 and Tab. 3, the efficiency rose to an average of 29.5 % net electrical efficiency plus 2.9 % of heat for district heating. These are the operational values achieved with all operational disturbances, start and stop, maintenance and influences of the waste. The value for the R1/D10 formula of the EU Waste Framework Directive (WFD), see (Berlo & Waart 2008) is straightforwardly calculated over the gross electricity produced and the heat delivered to the district heating. Including the internal use of heat according to the new guideline yields a value of over 0.92. The plant has no burners, so no fuel or imported energy is used. In June 2011 the major maintenance overhaul was performed to correct several problems that were still left over from construction of the plant (e.g. emergency condenser was replaced, condenser cleaning corrected and leaking safety valves replaced). Even with the 22 day maintenance stop an availability of 92.4 % was reached in 2011. The availability trend is still rising. Since the maintenance overhaul in the summer of 2011, one boiler has been running at 110 % load. As for now, this presents no problems and this test will be continued. As a result, the net electrical efficiency rose to 29.5 %, and including the heat delivery the FEE was 30.18 %. The net electricity production per ton of waste is 932 kWh/ton of waste. This is equivalent to 800.6 kWh/ton standard waste with a calorific value of 10 MJ/kg. In the business case of the WFPP in Amsterdam, this has been an economical driver that can commercially justify the investment in higher efficiency.

#### 4 CONCLUSIONS

Net electrical efficiencies of 30 % plus can be achieved in HE-WtE plants, employing increased steam parameters, steam reheating and other measures as detailed hereinbefore. Inconel 625 cladding for the membrane walls and reduction of flue gas speed before and in the superheater bundle can handle problems with corrosion and fouling. Adapting the water-steam cycle creates new degrees of freedom in boiler design, by the ability to shift heat loads between the radiation, economiser and super heater sections. While the four concepts presented all reach efficiencies of 30 % or higher, there are differences in other parameters such as investment, operating, maintenance cost and availability, which all affect the overall economics of HE-WtE operations.

After evaluations of the four concepts presented, including other efficiency improvement measures as enumerated in this paper, AEB chose the steam-steam reheater design for the

design for the expansion with a capacity of 530,000 tons waste per year. This concept presented the optimum combination of high steam parameter levels, reheating and other process modifications. It combines the optimal use of the corrosion resistance properties of Inconel 625 with boiler design for low fouling and corrosion.

Average electrical efficiencies of 30 % net (33.7 % gross) were achieved with steam of 125 bar and 440 °C. Peak net electrical efficiencies achieved were as high as 31.5 % (35.1 % gross). The 2011 availability of the units was 92.4%. The 2011 EU-WFD R1/D10 value was over 0.92 and reached 0.89 on electricity alone. Following the initial operational period, operation and maintenance of the units turned out to be similar to the existing units. Both efficiency and availability still show an upward trend.

It is the opinion of the authors that the Amsterdam experience opens the way for further improvements, resulting in even higher efficiencies at lower cost. This will make an economically efficient contribution to sustainable electricity production.

## REFERENCES

- Berlo, M.v. & Wandschneider, J. (2006b) *Value from Waste, Waste fired powerplant the new standard for recovery of sustainable energy, metals and building materials from urban waste*. Amsterdam, NH, The Netherlands: AEB, Afvalenergiebedrijf.
- Berlo, M.v. (2001b) Patentnr. EP 1 164 330. NL, EU.
- Berlo, M.v. & Jonkhoff, E. (2006a) Waste Is Innovation: Amsterdam's High-Efficiency Waste Fired Power Plant. *ISWA World Congress* (p. 10). Copenhagen: ISWA.
- Berlo, M.v. & Waart, H.d. (2008) Unleashing the power in waste, Comparison of Greenhouse gas and other Performance Indicators for Waste-to-Energy concepts and Landfilling. In *ASME* (Red.), North American Waste-to-Energy Conference: NAWTEC16-1937. 16, pp. 181-196. Philadelphia, Pennsylvania, USA: NAWTEC.
- Berlo, M.v. & Wandschneider, J. (2003) High Efficiency Waste-to-Energy Concept. In: Christian, L., Hellweg, S. & Stucki S. *Municipal Solid Waste Management, Strategies and Technologies for Sustainable Solutions* (p. 12/400). Berlin, Heidelberg, Germany: Springer.
- Dijkgraaf, E. & Vollebergh, H.R. (2003) *Burn or Bury? A Social Cost Comparison of Final Waste Disposal Methods*. (C. Carraro, Red.) FEEM Research Paper Series, 30.
- Grosso, M., Motta, A. & Rigamonti, L. (2010) Efficiency of energy recovery from waste incineration, in the light of the new Waste Framework Directive. (R. Cossu, Red.) *Waste Management* 30, 1238-1243.
- Jong, M.d. (2010) Waste to Energy Plants, Large scale testing and online corrosion monitoring at high efficiency WTE plant. *Power-Gen*, pp. 88-93. Amsterdam, The Netherlands: KEMA / PennWell.
- Murer, M., Spliethof, H., Berlo, M.v., Waal, C d. & Gohlke, O. (2009) Comparison of energy efficiency indicators for energy-from-waste plants. *International Waste Management and Landfill Symposium*, 12. Sardinia.
- Murer, M., Spliethoff, H., de Waal, C., Schäfer, T. & Gohlke, O. (2010) Relative dependency of measurement uncertainty for boiler and plant efficiency. *International Symposium on Energy from Biomass and Waste*. Third, p. 12. Venice: CISA, Environmental Sanitary Engineering Centre, Italy.
- Murer, M., Spliethoff, H., Dräger, R., Seit, A., & Gohlke, O. (2010) Exergetic Analysis of Heat Transfer and Efficiency in Efw plants. *Third International Symposium on Energy from Biomass and Waste*. 2010. Venice: CISA, Environmental Sanitary Engineering Centre, Italy.
- Ragossnig, A., Wartha, C. & Kirchner, A. (2008) Energy efficiency in waste-to-energy and its relevance with regard to climate control. In *ISWA* (Red.), *Waste Management & Research* 26, pp. 70-77. Sage Publications.
- Reimann, D.O. (2006) Results of Specific Data for Energy, Efficiency Rates and Coefficients, Plant Efficiency factors and NCV of 97 European W-t-E Plants and Determination of the Main Energy Results. Brussels / Bamberg: CEWEP.
- VDI 3986 (2000) Determination of efficiencies of conventional power stations. Opgeroepen op 07 02, 2009, van VDI-Richtlijnen: <http://www.vdi.de/index.php?id=301>.
- Wandschneider, J. (2005) Studie zum Energiepotential von KVA in der Schweiz. Baudirection Kanton Zurich, Amt für Abfall, Wasser, Energie und Luft. Hamburg: W+G.
- Wandschneider, J. (2007) Optimierungsmaßnahmen zur Steigerung des Wirkungsgrades, Beispiel AVI-Amsterdam und HR-AVI. In Faulstich, M., Urban, A., Bilitewski, B., Obladen H., Weber B. & Obladen D. (Red.), *Thermische Abfallbehandlung* 12, pp. 87-105. Kassel, Germany: Kassel university press GmbH.

# Die Kombination von energetischer Abfallverwertung und Sonnenenergie – Lösungen für die nachhaltige Energieversorgung

V. Martin

*Hochschule für angewandte Wissenschaften, Augsburg, Deutschland*

S. Pomp

*Kraftanlagen München GmbH, München, Deutschland*

**KURZFASSUNG:** Im Zuge der Überlegung über neue Energiekonzepte entstand die Idee der Verknüpfung einer Müllverbrennungsanlage (MVA) mit einem konzentrierenden Solarkraftwerk, (z.B. Solarturmkraftwerk). Vorteile eines solchen Hybridkraftwerkes sind die Steigerung der Effizienz und der Stromproduktion, Synergieeffekte bei Wasserdampfkreislauf und Dampfturbine und das Wegfallen der An-, Abfahr-, sowie der Stillstandsverluste des Solarturmkraftwerkes. Es wurden zwei Verknüpfungskonzepte erstellt: die „dampfseitige Verknüpfung“ und die „solare Überhitzung“. Beide wurden jeweils mit und ohne Wärmespeicher untersucht. Zur Beurteilung der Konzepte wurden mithilfe von EBSILON®Professional die Hybridkraftwerksprozesse simuliert und eine Wirtschaftlichkeitsberechnung, sowie ein Vergleich der vier Verknüpfungskonzepte durchgeführt. Sowohl die „dampfseitige Verknüpfung“, als auch die „solare Überhitzung“ führen an geeigneten Standorten, mit guter Solareinstrahlung und einem attraktiven Müllentsorgungstarif, sowie Solarstromvergütung zu einer Verbesserung der Wirtschaftlichkeit und einer Erhöhung des Wirkungsgrades, wobei das Konzept „solare Überhitzung“ insgesamt wirtschaftlicher ist als das Konzept „dampfseitige Verknüpfung“.

## 1 EINLEITUNG

In Europa stellt die Wende zur Energieerzeugung aus erneuerbaren Ressourcen eine große Herausforderung dar: So soll laut der EU-Richtlinie RL 2009/28/EG zur Förderung erneuerbarer Energien deren Anteil am Endenergieverbrauch bis zum Jahr 2020 mindestens 20 %. Um das zu erreichen, sind alle Bereiche der Wirtschaft gefordert, integrierte, klimafreundliche Konzepte für die Zukunft zu entwickeln. Thema dieses Papers ist die Verknüpfung einer MVA mit einem konzentrierenden Solarkraftwerk (CSP = concentrating solar thermal power plants). Eine Verknüpfung von CSP und MVA bringt zahlreiche Vorteile mit sich: So ist beispielsweise die Kraftwärmekopplung (KWK) für Hybridkraftwerke dieser Art denkbar. Aufgrund der ähnlichen Dampfparameter wird hier die MVA mit der Solarturmtechnologie verknüpft. Vorzüge dieses Konzeptes sind zum einen die Steigerung der Effizienz der MVA in sonnenreichen Regionen. Zum anderen entstehen Synergieeffekte bei Wasser- Dampfkreislauf und Dampfturbine. Des Weiteren fallen die An- und Abfahrverluste, sowie die Stillstandsverluste des Solarturmkraftwerkes weg.

Es wurden zwei verschiedene Verknüpfungskonzepte erstellt: die „dampfseitige Verknüpfung“ und die „solare Überhitzung“. Beide Konzepte wurden jeweils mit und ohne Wärmespeicher untersucht und wie folgt berechnet und bewertet:

- Simulation der Hybridkraftwerksprozesse,
- Erstellen einer Wirtschaftlichkeitsberechnung sowie
- Vergleich der vier Verknüpfungskonzepte.

Die thermodynamische Simulation wurde mithilfe der kommerziellen Software EBSILON®Professional durchgeführt. Die Kopplung von CSP und MVA führt zu einer Steigerung des Gesamtwirkungsgrads. Die Kosten werden durch die Verbindung der Wasser-Dampf-Kreisläufe und die gemeinsame Nutzung der Stromerzeugungskomponenten reduziert. Mit MVA- und CSP-Anlagen sind zwar hohe Investitionskosten verbunden, doch können beide An-

lagentypen auf kostenlose Brennstoffquellen zurückgreifen. Im Fall von MVA's entstehen sogar Einnahmen durch die Abnahme von Abfall.

Die im Hybridkraftwerk erzeugte Strommenge pro Tonne Abfall spiegelt sich auch in einer Verbesserung des R1-Energieeffizienzkriteriums wider, welches in der europäischen Abfallgesetzgebung von Bedeutung ist. Da MVA's in der Regel rund um die Uhr in Betrieb sind, können Verluste im CSP-Teil aufgrund des Tag-Nacht-Zyklus minimiert werden. Für die Berechnung der Szenarien zu der Kombination von MVA und solarthermischer Stromerzeugung wurden als Basis die Müllverbrennungsanlage Amsterdam mit Feuerungstechnik der MARTIN GmbH sowie ein Solarturmkraftwerk entsprechend der Anlage in Jülich, die von Kraftanlagen München errichtet wurde, verwendet.

## 2 CSP AM BEISPIEL DES SOLARTURMKRAFTWERKES JÜLICH

Solarturmkraftwerke gehören zur Gruppe der konzentrierenden Solarsysteme (CSP) welche die Sonnenenergie zur Stromerzeugung nutzen. Die Stromerzeugung erfolgt hier indirekt über die Sonnenwärme.

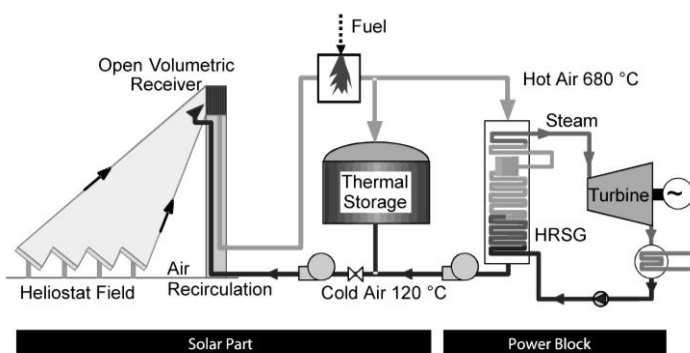


Abb. 1: Schematischer Aufbau eines Solarturmkraftwerkes (Interne Daten von Kraftanlagen München GmbH zur Verfügung gestellt. Kontakt: Stefan Pomp, [pomps@ka-muenchen.de](mailto:pomps@ka-muenchen.de))

Die Hauptkomponenten des Solarturmkraftwerkes sind Heliostatfeld, Turm mit Receiver, Wärmeträger- und Dampfkreislauf, Wärmespeicher und konventioneller Dampferzeuger mit Dampfturbine plus Generator. Die Solarstrahlung wird mithilfe von zweiachsig nachgeführten Spiegeln (Heliostaten), auf den Receiver am Turme gebündelt. Im Receiver wird angesaugte Umgebungsluft auf 680 °C erhitzt und dient als Wärmequelle für einen konventionellen Dampfkraftprozess. Die erhitzte Luft kann neben der Dampferzeugung auch einem thermischen Speicher zugeführt werden, wodurch die Nutzungsdauer bei Strahlungsfluktuation und die Betriebszeit des Solarturmkraftwerkes gesteigert werden kann.

## 3 KOMBINATION VON MVA UND CSP

### 3.1 Methodik

Es wurden zwei unterschiedliche Verknüpfungskonzepte entwickelt. Das erste Konzept ist die „dampfseitige Verknüpfung“, das zweite die „solare Überhitzung“. Beide Verknüpfungskonzepte wurden jeweils mit und ohne Wärmespeicher betrachtet.

Bei der „dampfseitigen Verknüpfung“ handelt es sich um eine parallele Verknüpfung. Hier übernimmt der CSP-Teil Vorwärmung, Verdampfung und Überhitzung bzw. Zwischenüberhitzung. Der solar erzeugte Dampfmassenstrom wird mit dem des Müllkessels zusammengeführt. Das Konzept wurde gewählt, da es mit einem relativ geringen, regelungstechnischen Aufwand realisierbar ist. Die Verdampfung findet hier jeweils getrennt in beiden Anlagenteilen statt, die gegenseitige Beeinflussung ist daher verhältnismäßig gering.

Bei dem Konzept der „solaren Überhitzung“ übernimmt der CSP-Teil lediglich Vorwärmung und Überhitzung bzw. Zwischenüberhitzung. Im Vergleich zum ersten Konzept ist der solare

Ertrag höher. Aufgrund der engen Verknüpfung der beiden Anlagenteile sind die Wechselwirkungen anspruchsvoller und die Betriebsführung komplizierter.

Grundlage für das Konzept des Hybridkraftwerkes war ein Kraftwerk mit 36,5 MW<sub>el</sub> Nennleistung, wovon 80 % über den Müllteil abgedeckt und die restlichen 20 % solar erzeugt werden sollen. Das entspricht einer Leistung von rund 29 MW<sub>el</sub> des Müllteils und rund 7,5 MW<sub>el</sub> des CSP-Teils. Das Hybridkraftwerk ist so ausgelegt, dass es im reinen Müllbetrieb mit 80 % Teillast betrieben wird und tagsüber bei ausreichender Sonneneinstrahlung den Volllastbetrieb erreicht.

Tab. 1: Berechnungsgrundlagen

Annahmen für Berechnung, MVA und Solarturm		Einheiten
Durchsatz MVA	270.107	Tonne/a
Durchschnittlicher Abfallheizwert	10	MJ/kg
Verfügbarkeit MVA	91,5	%
DNI Nennlastfall für Auslegung des CSP-Teils	850	W/m <sup>2</sup>
DNI Jahresertrag (Portugal Rarelos Pereiro)	2.204,92	kWh/m <sup>2</sup> a

### 3.2 Heliostatfeld- und Solarturmauslegung, Standort

Das Hybridkraftwerk besitzt im Auslegungsfall eine Nennleistung von 36,5 MW<sub>el</sub>. Mithilfe von EBSILON®-Simulationen wurde für beide Hybridkraftwerkskonzepte die solare Heißluftleistung (Temperatur und Massenstrom) bestimmt, die benötigt wird um 7,5 MW<sub>el</sub> zu erzeugen. Dies bestimmt die Größe des Solarturms und des Heliostatfeldes. Die Konzepte mit Wärmespeicher benötigen eine größere solare Heißluftleistung, da hier die Wärme auch zum Beladen des Speichers benötigt wird. Hier wurde die doppelte Heißluftleistung angenommen.

Tab. 2: Basisdaten des CSP-Teils

Übersicht Auslegung Solarturmkraftwerk	Dampfseitige Verknüpfung	Dampfseitige Verknüpfung mit Speicher	Solare Überhitzung	Solare Überhitzung mit Speicher	Einheiten
Kollektorfläche	61.000	119.000	52.000	103.000	m <sup>2</sup>
Turmhöhe	110	150	100	150	m

Für die Studie wurde der Süden Portugals als Standort ausgewählt, da dort ausreichend Abfall als Brennstoff und eine gute solare Einstrahlungsleistung vorhanden sind.

### 3.3 Kostenberechnungen

Für die wirtschaftliche Betrachtung wurden jeweils die Investitions- und Betriebskosten bestimmt. Einsparungen durch Synergieeffekte des Hybridkraftwerkes wurden hierbei berücksichtigt. Es wurde angenommen, dass die Abfallannahmegebühr 61 €/t beträgt und der im Müllteil produzierte Strom mit 4,6 ct/kWh vergütet wird. Die Einspeisevergütung des solar erzeugten Stroms wurde auf 27 ct/kWh festgelegt. Der Betrachtungszeitraum beträgt 20 Jahre. Es werden für alle Kostenbetrachtungen im Folgenden nur relative Zusammenhänge dargestellt, da die Investitionskosten standortabhängig sind. Der Bezugswert hierfür ist die willkürliche Festlegung für die Investitionskosten der MVA auf 100.

Tab. 3: Beispielhafte Darstellung der relativen Investitionskosten für den Müll- und CSP-Teil. Alle Werte jeweils bezogen auf die Investitionskosten der MVA = 100.

Relative Kosten	MVA (beispielhaft)	Solarturm			
		Dampfseitige Verknüpfung		Solare Überhitzung	
		ohne Speicher	mit Speicher	ohne Speicher	mit Speicher
Investitionskosten	100	16	33	14	30
Betriebskosten pro Jahr	8	0,9	1,4	0,9	1,3



### 3.4 Dampfseitige Verknüpfung

Bei der „dampfseitigen Verknüpfung“ besteht der Solarkessel aus Economizer, Verdampfer und Überhitzer. Die im Müll- bzw. Solarteil erzeugten Mengen an überhitztem Dampf werden zusammengeführt („parallel“). Als Referenzanlage für den Müllteil dient die moderne MVA in Amsterdam. Hier wird der Dampf aus der Hochdruckturbine (HD) mit Sattdampf aus der Trommel zwischenüberhitzt. Durch die Zwischenüberhitzung, die hohe Anlagenverfügbarkeit und den wartungsarmen Betrieb wird die hohe Effizienz der Anlage erreicht.

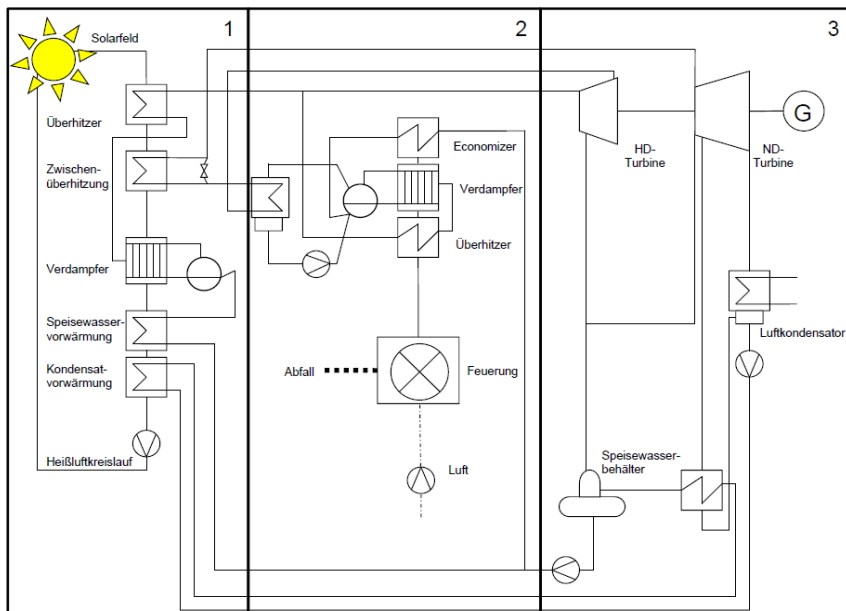


Abb. 2: Prozessschema dampfseitige Verknüpfung

Bereich 1 im Schema kennzeichnet den Solarteil und Bereich 2 den Müllteil. Der gemeinsam genutzte Teil der Anlage ist im Bereich 3 dargestellt. Beide Kraftwerke teilen sich die Hochdruck- bzw. Niederdruckturbine (ND) sowie den Kondensator und den Speisewasserbehälter. Der produzierte Frischdampf des Müllteils beträgt  $440\text{ °C}$  bei  $130\text{ bar}$ , der solar produzierte  $520\text{ °C}$  bei  $130\text{ bar}$ . Vor der HD-Turbine werden beide Frischdampfmassenströme zusammengeführt und es ergibt sich ein gemeinsamer Frischdampfmassenstrom von  $34,3\text{ kg/s}$  und  $453\text{ °C}$  bei  $130\text{ bar}$  im Nennlastfall. Der teilentspannte Dampf aus der HD-Turbine wird im Müllkessel, sowie im Solarkessel zwischenüberhitzt, was über den Sattdampf der Trommel erfolgt. Die Dampfmassenströme der Zwischenüberhitzung beider Kessel werden zu einem gemeinsamen Dampfmassenstrom zusammengeführt, welcher in der ND-Turbine auf  $150\text{ mbar}_a$  entspannt wird. Das Kondensat wird über den CSP-Teil auf knapp  $107\text{ °C}$  vorgeheizt.

Vorteile ergeben sich zum einen aus der gemeinsamen Nutzung des Kraftwerkblocks und des Wasserdampfkreislaufes. Zum anderen gibt es keine Verschiebung der Massenstromverhältnisse im Müllteil, da die Verdampfung in beiden Kesseln getrennt stattfindet. Allerdings führt diese Art der Verknüpfung nur zu einer geringen Erhöhung der Dampfparameter.

Tab. 4: Übersicht Ergebnisse der dampfseitigen Verknüpfung (eigene Berechnungen)

Dampfseitige Verknüpfung	ohne Speicher	mit Speicher	Einheiten
Jahresertrag gesamt	246	261	$\text{MWh}_{el}/a$
Jahresertrag CSP-Teil	17	21	$\text{MWh}_{el}/a$
Jahresertrag Speicher	-	11	$\text{MWh}_{el}/a$
Jahresertrag Müllteil	229	229	$\text{MWh}_{el}/a$
durchschnittliche Leistung	30,3	31,3	$\text{MW}_{el}$
R1 Gesamtanlage	0,88	0,93	-
R1 reiner Müllbetrieb	0,82	0,82	-

Das Konzept der „dampfseitigen Verknüpfung“ wurde jeweils mit und ohne zusätzlichen Wärmespeicher untersucht, wobei der Unterschied im Wesentlichen in der Größe des Solar-turmkraftwerks und der damit solar erzeugten Heißluftmengen besteht. Die Größe des Müllteils und der Abfallinput sind bei beiden Konzepten unverändert. In Kombination mit einem Wärmespeicher kann der Jahresertrag gesteigert werden, da das Hybridkraftwerk öfter im Nennlastfall betrieben werden kann. Der solar erzeugte Strom berechnet sich aus der Differenz der Gesamtstromproduktion des Hybridkraftwerks und der Stromproduktion im reinen Müllbetrieb.

### 3.5 Solare Überhitzung

Bei der „solaren Überhitzung“ übernimmt der solare Teil lediglich die Vorwärmung, Zwischenüberhitzung und Frischdampfüberhitzung. Die Verdampfung findet ausschließlich im Müllteil statt. Der bei der Abfallverbrennung erzeugte Dampfmassenstrom wird durch den CSP-Teil geführt und dabei zusätzlich überhitzt. Das führt im Solarbetrieb zu einer Erhöhung der Dampfparameter vor der Turbine.

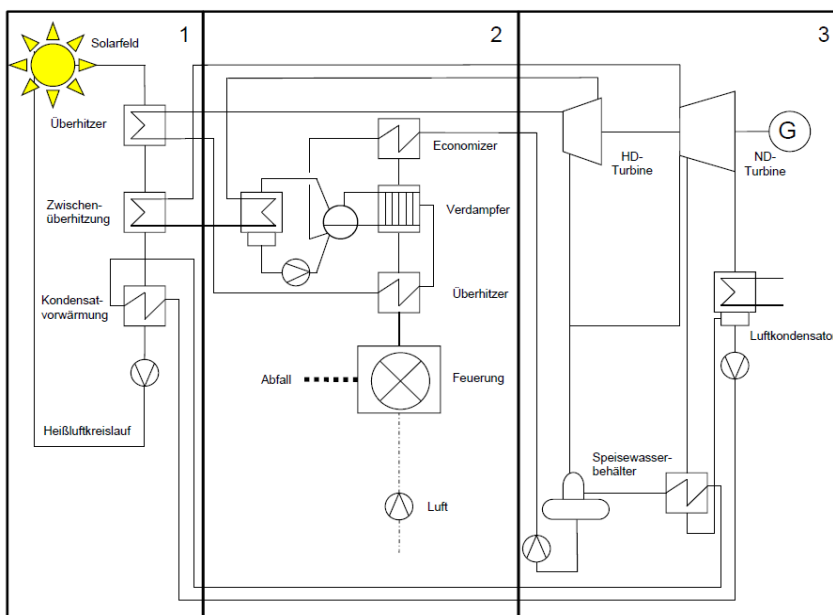


Abb. 3: Prozessschema solare Überhitzung

Die gemeinsam genutzten Anlagenteile sind im Bereich 3 dargestellt. Bereich 2 kennzeichnet den Müllteil und Bereich 1 den CSP-Teil. Das Kondensat wird auch hier über den Economizer des Solarkessels auf 115 °C vorgewärmt. Im Müllkessel wird das Speisewasser verdampft und bei 130 bar auf 440 °C überhitzt. Dieser Frischdampf wird dem Solarteil zugeführt und dort auf 520 °C überhitzt. Anschließend wird er in der HD-Turbine teilentspannt. Der Dampf aus der HD-Turbine wird über den Sattdampf aus der Trommel des Müllkessels zwischenüberhitzt. Dieser Dampf wird im Solarteil weiter auf 392 °C überhitzt.

Tab. 5: Übersicht Ergebnisse der solaren Überhitzung (eigene Berechnungen)

Solare Überhitzung	ohne Speicher	mit Speicher	Einheiten
Jahresertrag gesamt	245	260	MWh <sub>el</sub> /a
Jahresertrag Solar	16	20	MWh <sub>el</sub> /a
Jahresertrag Speicher	-	11	MWh <sub>el</sub> /a
Jahresertrag Abfall	229	229	MWh <sub>el</sub> /a
R1 Gesamtanlage	0,88	0,93	-
R1 reiner Müllbetrieb	0,82	0,82	-

### 3.6 Wirtschaftlichkeit

Die Konzepte der „dampfseitigen Verknüpfung“, und der „solaren Überhitzung“ sind sowohl wirtschaftlich, als auch technisch umsetzbar. Durch die Verknüpfung einer MVA mit einem Solarturmkraftwerk kann in beiden Konzepten der Wirkungsgrad und die Stromproduktion im Vergleich zur reinen MVA gesteigert werden.

Tab. 6: Gegenüberstellung des Stromproduktionszugewinns der einzelnen Konzepte

Verknüpfungskonzept	Erhöhung Stromproduktion
Dampfseitige Verknüpfung	7,4 %
Dampfseitige Verknüpfung mit Speicher	13,9 %
Solare Überhitzung	7 %
Solare Überhitzung mit Speicher	13,5 %

Das Verknüpfungskonzept „solare Überhitzung“ bietet den eindeutigen Vorteil, dass das Heliostatfeld ca. 15 % kleiner ist und damit die Investitionskosten sinken, während die produzierte Strommenge nahezu identisch ist. Bei der „dampfseitigen Verknüpfung“ wird eine positive Annuität nach 19 Jahren erreicht, bei der „solaren Überhitzung“ nach 18 Jahren. Eine positive Annuität wird bei beiden Konzepten mit Speicher nach weniger als 18 Jahren erreicht.

Bei der „solaren Überhitzung“ ist die Effizienz des CSP-Teils stark vom Größenverhältnis der beiden Anlagenteile zueinander abhängig. Die hier verwendete Aufteilung mit 80 % Müllteil und 20 % CSP-Teil ist für die „solare Überhitzung“ ideal. Würde man den Anteil des CSP-Teils an der Gesamtanlage steigern, hätte dies negative Auswirkungen auf die Effizienz des CSP-Teils zur Folge. Der Dampfmassenstrom des Hybridkraftwerkes wird hier durch den Müllkessel vorgegeben. Lediglich diese Menge kann im Solarkessel überhitzt, bzw. zwischenüberhitzt werden. Bei der „dampfseitigen Verknüpfung“ besitzen Müll- und Solarkessel jeweils einen Verdampfer. Der Dampfmassenstrom des Prozesses wird hier von jedem Teil selbst bestimmt. Die Prozessführung der „dampfseitigen Verknüpfung“ ist damit einfacher. Eine Veränderung des Größenverhältnisses hin zu einem größeren CSP-Teil im Bezug zum Müllteil führt zu einer Verbesserung des Gesamtwirkungsgrades im Hybridbetrieb. Bei beiden Verknüpfungskonzepten kann jedoch der CSP-Teil nicht beliebig groß ausgelegt werden. Ist dieser im Verhältnis zum Müllteil sehr groß, wird die gemeinsam genutzte Turbine im reinen Müllbetrieb im tiefen Teillastbereich betrieben, was zu einer Abnahme des Wirkungsgrades führt.

Das Hybridkraftwerk wird bei den Konzepten mit Wärmespeicher aufgrund des größer dimensionierten CSP-Teils häufiger im Nennlastbereich betrieben, da nur bei Überschreiten der Nennleistung von 36,5 MW<sub>el</sub> der Speicher mit solarer Heißluft beladen wird.

## 4 SCHLUSSFOLGERUNGEN UND AUSBLICK

Das Hybridkraftwerk aus MVA und CSP stellt ein innovatives Konzept für das 21. Jahrhundert dar. Es konnte gezeigt werden, dass bereits mit den derzeit zur Verfügung stehenden Technologien eine Optimierung gegenüber einer konventionellen MVA erreicht werden kann. Beide Integrationskonzepte steigern den Wirkungsgrad, die Energieproduktion und die Wirtschaftlichkeit einer reinen MVA.

Ein Verhältnis von 80 % (MVA) zu 20 % (CSP) stellt eine sinnvolle Größenaufteilung für ein Hybridkraftwerk dar. Dies bedeutet, dass die Turbine nachts bei 80 % Last mit noch zufriedenstellendem Wirkungsgrad betrieben wird. Für das Konzept der „solaren Überhitzung“ ergeben sich unter den hier zu Grunde gelegten Bedingungen deutliche Vorteile gegenüber der „dampfseitigen Verknüpfung“ (Heliostatfeld ca. 15 % kleiner).

In Zukunft werden erneuerbare Energieressourcen in immer größerem Maß zur Stromversorgung beitragen. Diese liefern jedoch nur unter gewissen Bedingungen Strom (zum Beispiel bei ausreichend Wind oder Sonneneinstrahlung), was Prognosen bezüglich der produzierten Strommengen erschwert. Es wird daher besonders wichtig sein, die Grundlastfähigkeit der Stromproduktion sicher zu stellen und gleichzeitig auf Bedarfsschwankungen am Markt reagieren zu können. MVA-CSP-Hybridkraftwerke bringen gute Voraussetzungen dafür mit.

# Wassereindüsung in Müllverbrennungsanlagen

G. Madlsperger

*Energie AG Oberösterreich Kraftwerke GmbH, Linz, Austria*

A. Freimund

*AVE Österreich GmbH, Produktion, Wels, Österreich*

**KURZFASSUNG:** Trotz Optimierung der Einbringung von Klärschlamm in die Feuerung wird der TOC-Gehalt der Schlacke der Müllverbrennung dadurch erhöht. Der TOC (Total Organic Carbon)-Wert kann um ca. 50 % reduziert werden, wenn das Wasser in den Nassentschlackern kontinuierlich ausgetauscht wird. Das beladene Abwasser wird in die Brennkammer eingedüst und damit gefahr- und schadlos entsorgt.

## 1 EINLEITUNG

Die in den Verbrennungslinien der AVE Österreich GmbH am Standort Wels anfallende Schlacke wird bei Einhaltung der Kriterien der Deponieordnung auf der Deponie Wels endgelagert. Der TOC-Wert der Schlacke wird insbesondere von der Menge an zugefeuertem Klärschlamm beeinflusst und unterschreitet bei Ausnutzung der Kapazität der KlärschlammDOSIERanlage derzeit nicht gesichert den Grenzwert.

Da die Optimierungsmöglichkeiten der Klärschlammaufgabe technisch und wirtschaftlich ausgereizt sind, die Klärschlammverbrennung jedoch, auch zur Steuerung der mittleren Müllqualität (Heizwert etc.) wichtig ist, wurde untersucht, ob die für den TOC-Wert relevanten Stoffe unter den in den Nassentschlackern herrschenden Bedingungen auswaschbar sind.

Kurze Betriebsversuche haben gezeigt, dass der TOC-Wert der Schlacke um ca. 50 % reduziert werden kann, wenn das Entschlackerwasser kontinuierlich ausgetauscht wird. Es wurde deshalb eine Anlage zum kontrollierten Wasseraustausch in den Nassentschlackern der Verbrennungslinie 2 und zur Eindüsung in die Brennkammer errichtet.

## 2 KLÄRSCHLAMMDOSIERUNG

Die Entsorgung von Klärschlamm ist eine nicht unwichtige Aufgabe der Verbrennungslinien in Wels, da durch die aufwändigen mehrstufigen Rauchgasreinigungsanlagen Klärschlamm hier sehr umweltverträglich entsorgt wird.

Über ein Silosystem wird der Klärschlamm, mit Feststoff-Kolbenpumpen und Verteilventilen getaktet, in die Aufgabetrichter beider Verbrennungslinien gefördert. Dieses System ermöglicht eine weitgehend hygienische Handhabung des Klärschlammes, da der gesamte Weg vom Annahmesilo bis zum Müllaufgabetrichter geschlossen ausgeführt ist. Durch Änderung der Hubgeschwindigkeit der Feststoffpumpen sowie der Taktzeiten der Verteilventile kann auch annähernd verzögerungsfrei die Schlammmenge an die jeweilige Feuerungssituation angepasst werden.

Ein nicht ganz befriedigend gelöstes Problem betrifft die relativ großen Einzel-Portionen von Klärschlamm, welche sich vom Verteilrohr lösen, als kompakte Masse auf den Rost gelangen und nicht vollständig ausbrennen. Bisher wurde keine technisch/betrieblich/wirtschaftlich vertretbare Primär-Lösung gefunden, sodass zur Beherrschung der Symptome die hier beschriebene TOC-Minderung angewendet wird.

### 3 ANLAGENBESCHREIBUNG

Die durch die Wärmeeinstrahlung aus der Brennkammer sowie durch Austrag mit der Schlacke bedingten Wasserverluste der Nassentschlacker wurden schon bisher durch Brauchwasser niveaugeregelt ersetzt. Dieses System wurde um mengengeregelte Wasserzuleitungen an geeigneten Stellen der Entschlackerbecken ergänzt. Die vorhandenen Überläufe wurden zur Vermeidung des Abzuges von aufschwimmenden Schlacketeilen adaptiert und führen das überschüssige Wasser über ein Rinnensystem in den darunterliegenden bestehenden Schlackewasserbehälter.

Mittels Kreiselpumpen wird dieses mit den löslichen Bestandteilen der Schlacke beladene Wasser niveaugeregelt über Schmutzfänger dem Vorlagebehälter zugeführt. Dieser hat ein Nutzvolumen von 30 m<sup>3</sup> und dient als Pumpenvorlage für die Eindüsepumpen sowie als Pufferbehälter zur mengenmäßigen Entkoppelung des einzudüsenden Wassers vom Anfall in den Nassentschlackern.

Aus dem Vorlagebehälter wird das Wasser mit den Eindüsepumpen den Einspritzdüsen mengengeregelt und drucküberwacht zugeführt. Die Einspritzdüsen sind in 8 der 34 Sekundärluftdüsen so angeordnet, dass eine möglichst gleichmäßige Verteilung des zerstäubten Wassers in die Brennkammer gewährleistet ist (siehe Abb. 1). Die Düsen werden von einer Einsatzlogik entsprechend der aufzugebenden Wassermenge zu- bzw. abgeschaltet. Nach dem Abschalten einer Düse wird diese automatisch mit Pressluft ausgeblasen, um unkontrolliertes Auslaufen der Restflüssigkeit und Verkrusten der Düse zu vermeiden.

Um Kesselschäden durch Flüssigkeitsstrahlen aus teilverstopften oder verschlissenen Einspritzdüsen auszuschließen, wurde ein umfangreiches Überwachungssystem für die Güte der Düsen implementiert.



Abb. 1: Düsenanordnung

### 4 AUSWIRKUNGEN AUF ANDERE ANLAGENTEILE

Unter der Voraussetzung, dass die Einmischung der aus den Einspritzdüsen austretenden Flüssigkeitstropfen in die Rauchgase der Brennkammer ausreichend homogen ist, sollten die einzi-

gen relevanten Auswirkungen die Erhöhung des Wasseranteils im Rauchgas sowie der Rauchgasmenge sein. Wird die Feuerungsregelung durch die Frischdampfmenge geführt und man verändert diese nicht, so erhöht sich auch der Mülldurchsatz, was zu einem weiteren Anstieg der Rauchgasmenge führt.

#### 4.1 Anordnung der Einspritzdüsen

Bei der Gestaltung des Rauchgasweges der Verbrennungslinie 2 wurde hohes Augenmerk auf eine Optimierung der Durchmischung (Brennkammer) und der Geschwindigkeitsprofile am Rauchgasweg gelegt. Dabei wurde auch die Positionierung und Auslegung der Sekundärluftdüsen optimiert (34 Stück an der Brennkammerrückwand). Davon ausgehend, wurden die Einspritzdüsen der Wassereindüsung axial in den Sekundärluftdüsen nun so angeordnet, dass einerseits eine möglichst gleichmäßige Verteilung über die Brennkammerbreite gegeben ist (8 Einspritzdüsen) und andererseits die Ausströmcharakteristik der Sekundärluftdüsen nicht wesentlich verändert wird.

Die Einspritzdüsen stellen Verschleißteile dar und können ohne Betriebseinschränkung der Feuerung jederzeit ausgetauscht werden.

Auf eine Rückziehvorrichtung zum Schutz der außer Betrieb befindlichen Einspritzdüsen vor Überhitzung wurde verzichtet, da die Berechnung der sich einstellenden Temperatur der Düse gezeigt hat, dass die Kühlung durch die vorbeiströmenden Sekundärluft eine Überhitzung der Einspritzdüse verhindert.

Das Tropfenspektrum der Einspritzdüsen wurde so gewählt, dass die vollständige Verdampfung des Tropfens mit dem mittleren Durchmesser etwa in Brennkammermitte eintritt.

#### 4.2 Auswirkung auf den Kessel

Grundsätzlich führen eine erhöhte Rauchgasmenge und dadurch erhöhte Strömungsgeschwindigkeiten potentiell zu höherem Verschleiß an Kesselberohrung und anderen der staubbeladenen Gasströmung ausgesetzten Bauteilen. Es ist jedoch davon auszugehen, dass wegen der Zugabe des zusätzlichen Massenstromes erst oberhalb des Rostes keine erhöhter Staubaustrag aus dem Müllbett erfolgt und deshalb die Erosion nicht signifikant verstärkt wird – jedenfalls weniger, als bei äquivalenter Rauchgasmengenerhöhung durch z.B. Müll mit niedrigerem Heizwert. Die Rauchgasmenge erhöht sich nicht über die maximale Auslegungsmenge des Kessels.

Die Kesselverschmutzung sollte eigentlich wegen höherer Strömungsgeschwindigkeiten geringer werden – gegenteilige Effekte scheinen beobachtet zu werden.

Da die Wassereindüsung erst rund 7 Monate in Betrieb ist, kann zu beiden Themen keine verlässliche Aussage zur tatsächlichen Betriebserfahrung formuliert werden.

#### 4.3 Auswirkung auf die Rauchgasreinigung

Die Rauchgasreinigungsanlage der Verbrennungslinie 2 in Wels besteht aus den Stufen E-Filter, Saurer Wäscher, Neutraler Wäscher, Flugstromabsorber, Gewebefilter und SCR-Anlage. Die zusätzliche Rauchgasmenge durch die Wassereinspritzung ist nicht größer als die Auslegungsreserven der einzelnen Anlagenkomponenten.

Der wesentliche Effekt tritt im Quenchbereich des Sauren Wäschers auf, da hier wegen des höheren Wassergehalts des eintretenden Rauchgases weniger Wasser bis zur Erreichung des Sättigungszustandes verdampft. Dadurch ist die Betriebstemperatur der Wäscher um bis zu 5 K erhöht und das austretende Rauchgas entsprechend feuchter.

Die durch die Wassereindüsung bewirkte Erhöhung der Rauchgasmenge (bezogen auf Normzustand, feucht) ist nach dem Sauren Wäscher geringfügig geringer als davor.

#### 4.4 Auswirkung auf die Wäscherausschleusung und die Abwasseraufbereitungsanlage

Bei konzentrationsgeführter Wäscherausschleusung ändert sich die Abwassermenge nicht, da die aus dem Rauchgas ausgewaschen Substanzen sich nicht ändern – jedenfalls bei Vernachlässigung von Sekundäreffekten durch die Änderung der Strömungsgeschwindigkeiten (z.B. Staubabscheidung in den Kesselzügen und E-Filter).

Wird die Wasserbilanz der Wäscher nicht durch die konzentrationsabhängige Ausschleusung, sondern durch, z.B. zur Tropfenabscheiderreinigung mindestens notwendige Wassermenge bestimmt, so führt die Wassereindüsung zu einer Erhöhung der Abwassermenge.

Um die Auslegungsgrenzen der Abwasseraufbereitungsanlage nicht zu überschreiten bzw. die bescheidmäßig genehmigten Abwasserfrachten einzuhalten, ist die Optimierung der Wasserbilanz der Nasswäsche erforderlich.

#### 4.5 *Auswirkung auf den Saugzug*

Am unmittelbarsten kommt eine Überschreitung der verfahrenstechnischen Anlagengrenzen beim Saugzuggebläse zum Ausdruck. Bei steigender Rauchgasmenge erhöht sich der Druckverlust des gesamten Rauchgasweges überproportional, das heißt, dass der Saugzug nicht nur durch die erhöhte Rauchgasmenge, sondern auch durch eine größere Förderhöhe belastet wird.

Eine nur kurzzeitige Überschreitung seiner Leistungsgrenzen würde unmittelbar zum Anstieg des Rauchgasdruckes in der Brennkammer führen und einen Kesselschutz auslösen. Eine rechtzeitige Schutzabschaltung der Wassereindüsung ist deshalb erforderlich.

## 5 ZUSAMMENFASSUNG

Der Einsatz der Wassereindüsung in Müllverbrennungsanlagen bietet nicht nur die Möglichkeit, betriebliche Abwässer, wie das aus den Nassentschlackern abgezogene Waschwasser, zu entsorgen, sondern schafft durch entsprechende Anpassung der Eindüsmenge einen zusätzlichen Einstellparameter für die optimale Betriebsführung.

Allerdings sind die Betriebsgrenzen der betroffenen Bereiche der Verbrennungsanlage im Auge zu behalten.

# Kohlenstoffsенke MBA-Deponie – Auswertung von Langzeitinkubationsversuchen

E. Binner, K. Böhm & P. Lechner

Universität für Bodenkultur Wien, Institut für Abfallwirtschaft, Wien, Österreich

**KURZFASSUNG:** Aus den Ergebnissen von 55 Langzeitlaborversuchen zur Bestimmung der Gasbildung (gemäß Ö-NORM S2027 Teil 2, 2012) von Materialien aus MBA-Anlagen und Altdeponien wurde deren Gasbildungspotential abgeschätzt. Dazu wurde in einem ersten Schritt ein mathematisches Modell (log-Normalverteilungsfunktion) der Gasbildung entwickelt, mit dessen Hilfe der Gasbildungsverlauf bis zum Ende der Gasbildung extrapoliert werden kann. Aus dem Kohlenstoffgehalt der Materialien und dem abgeschätzten Gasbildungspotential wurde ein wahrscheinlicher End-TOC-Wert des Deponiegutes errechnet. Diese erste Abschätzung lässt für ordnungsgemäß behandelte MBA-Materialien (Grenzwert der Deponieverordnung für GS<sub>21</sub> wird eingehalten) einen End-TOC-Wert von  $\geq 10\%$  TM erwarten.

## 1 EINLEITUNG

Das Ziel der mechanisch biologischen Behandlung von Restabfall ist die Mineralisierung bzw. Stabilisierung der organischen Ursprungsubstanzen. Damit wird eine Reduktion von Emissionen nach der abschließenden Deponierung erreicht. Weiters wird eine MBA-Deponie als Kohlenstoffsенke betrachtet. Welcher Kohlenstoffanteil schlussendlich langfristig im Deponiegut verbleibt, ist derzeit jedoch nicht bekannt.

In den beiden letzten Jahrzehnten wurden am ABF-BOKU ca. 750 Inkubationsversuche (entsprechend Ö-NORM S2027 Teil 2, 2012) durchgeführt. Untersucht wurden vorwiegend Proben aus mechanisch biologischen Behandlungsanlagen (aus unterschiedlichen Stadien der Behandlung) sowie aus alten Deponien. Wie in der Ö-NORM gefordert, betrug in den meisten Fällen die Testdauer 21 Tage (verlängert um die Dauer eventuell auftretender lag-Phasen). Während der Entwicklung der Versuchsprozedur – die minimal erforderliche Testdauer war noch nicht bekannt – wurden die Versuche bedeutend länger beobachtet. Auch während der letzten Jahre wurden wieder vermehrt länger dauernde Versuche durchgeführt.

Im Auftrag des österreichischen Interessenvertretung MBA (Binner 2012) wurden 55 Langzeitversuche ausgewertet, um Anhaltspunkte zum Gasbildungspotential bzw. zum Endkohlenstoffgehalt (End-TOC) in MBA-Deponien (nach Abklingen der Gasbildung) zu erhalten.

## 2 MATERIAL UND METHODEN

### 2.1 Mathematische Modellierung der Gassummenkurven

An Hand von zehn ausgewählten Langzeitversuchen (240 bis 1.830 Tage Testdauer) mit unterschiedlich reaktiven Materialien aus 5 Österreichischen MBA-Anlagen wurde gemeinsam mit Kollegen des Instituts für Mathematik des Departments für Integrative Biologie der BOKU ein mathematisches Modell zur Bestimmung des Gesamtgasbildungspotentials entwickelt (Tintner et al. 2011). Mittels einer log-Normalverteilungsfunktion wurde die im Labor gemessene Gasbildungskurve abgebildet. Das Modell erlaubt (durch Extrapolation) die Langzeitgasbildung vorherzusagen.

Die gewählte log-Normalverteilungsfunktion bildet vor allem die „späte“ Gasbildung deutlich besser ab, als das bisher angewendete Deponiegasprognosemodell von Tabasaran & Ret-



tenberger (1987), das mit einer „Erste Ordnung Abbaureaktion“ (Exponentialfunktion) arbeitet. Tintner et al. (2011) zeigten, dass die Anwendung des Exponentialmodells für alle ausgewerteten zehn Proben zu Minderbefunden der Langzeitgasbildung führt.

Zu den am ABF BOKU durchgeführten Inkubationsversuchen ist anzumerken, dass diese unter „optimierten“ Randbedingungen im Labor (40 °C, Material auf < 20 mm zerkleinert und auf Wasserkapazität befeuchtet) durchgeführt wurden. Das Gaspotential wird den realen Bedingungen entsprechen, der Endzustand wird aber unter Laborbedingungen bedeutend rascher erreicht.

Für die Modellierung wird der Gasbildungsversuch in zwei Teile gegliedert. Die Hauptphase (inkl. eventuell auftretender lag-Phase) und die Endphase (Abb. 1). Als Ende der Hauptphase wurde jener Zeitpunkt definiert, ab dem die aktuelle tägliche Gasbildung weniger als 1 % der bis dahin gebildeten Gesamtgasmenge beträgt. Die zehn von Tintner et al. (2011) ausgewerteten Gasbildungskurven (GS<sub>21</sub> zwischen 2,7 und 109,8 NI/kg TM) erreichten dieses Stadium nach einer Testdauer zwischen 30 und 63 Tagen (Ausnahme: das stark versäuernde Ausgangsmaterial einer Anlage benötigte bei einer lag-Phasendauer von 184 Tagen bis zum Ende der Hauptphase 262 Tage).

Das Gasbildungspotential einer Probe ergibt sich aus der im Inkubationsversuch gemessenen Gassumme während der Hauptphase + der mittels Modell berechneten max. Gasbildung während der Endphase.

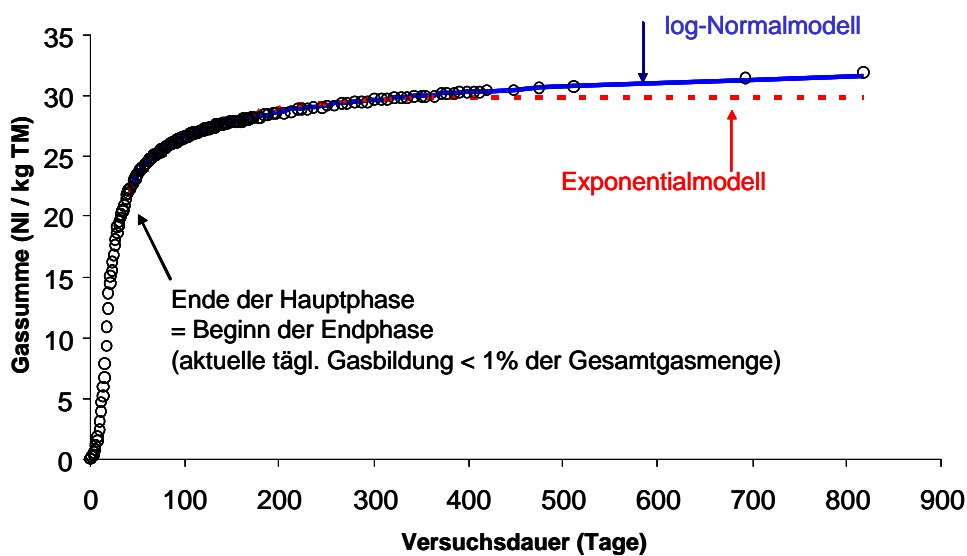


Abb. 1: Vergleich der Modellkurven berechnet mittels Lognormal- bzw. Exponentialfunktion (die Messwerte des Inkubationsversuches sind als Kreise dargestellt)

## 2.2 Abschätzung des „Endzustandes“ (Kohlenstoffgehalt in der Deponie nach Ende der Gasbildung)

Im Rahmen dieser Untersuchung wurden Inkubationsversuchsergebnisse von Proben aus 43 MBA-Anlagen und zwölf Altdeponien ausgewertet. Bei der Interpretation der Ergebnisse ist zu beachten, dass die für diese Untersuchung ausgewerteten Proben aus 12 österreichischen MBA-Anlagen stammen. Diese unterscheiden sich hinsichtlich Ausgangsmaterialaufbereitung (Siebschnitt, fallweise mit Klärschlammzugabe) und Rottetechnik. Die Behandlungsdauer lag zwischen 0 und 32 Wochen. 2 der 43 Proben waren bereits ca. 4 – 5 Jahre auf einer MBA-Deponie abgelagert.

Zur Kontrolle der von Tintner et al. (2011) gefundenen Modelfunktion wurde die Gasprognose nicht nur für ein Hauptphasenende bei einer relativen täglichen Gasproduktion von 1 % sondern zusätzlich für ein Hauptphasenende bei 0,5 % und (bei ausreichend langer Versuchsdauer) bei 0,1 % berechnet. In den meisten Fällen stimmen diese drei Werte sehr gut überein. Für 43 MBA-Materialien liegt in der Regel die Abweichung zwischen Maximal- und Minimalergebnis unter 10 % des Maximalwertes. Bei 16 Proben betrug die Abweichung 10 bis 20 %

und bei zehn Proben mehr als 20 %. Für Abweichungen > 20 % war fast immer die Modellfunktion für die Variante Hauptphasenende bei < 0,1 % der Gesamtgasbildung die Ursache.

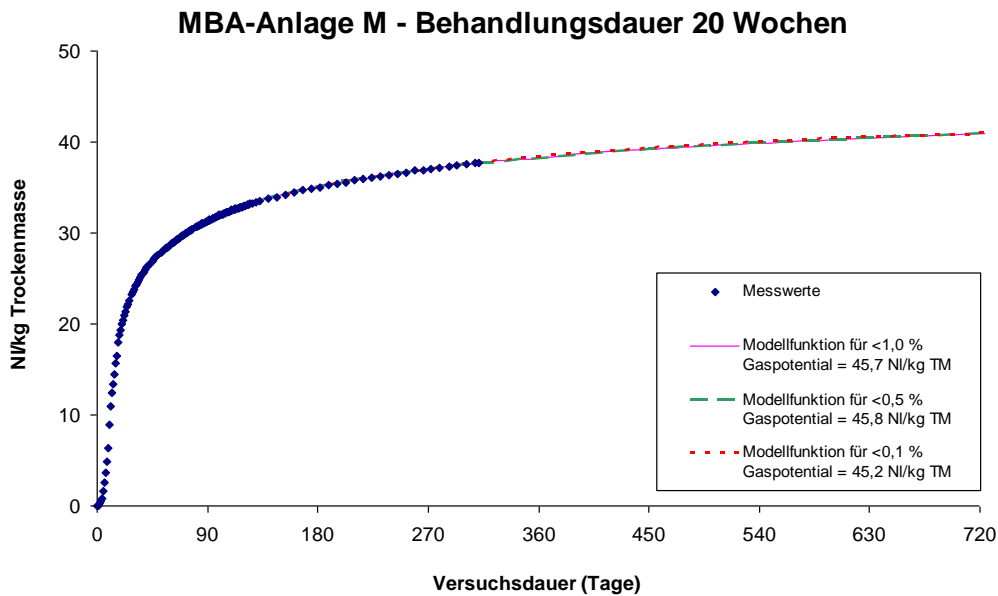


Abb. 2: Gassummenkurven (Messwerte und Modellwerte) einer Probe aus MBA-Anlage M (Behandlungsdauer 20 Wochen / Probenahme 1996), Beispiel für gute Übereinstimmung des Gasbildungspotentials bei Abschätzung über die drei angenommenen Hauptphasenenden

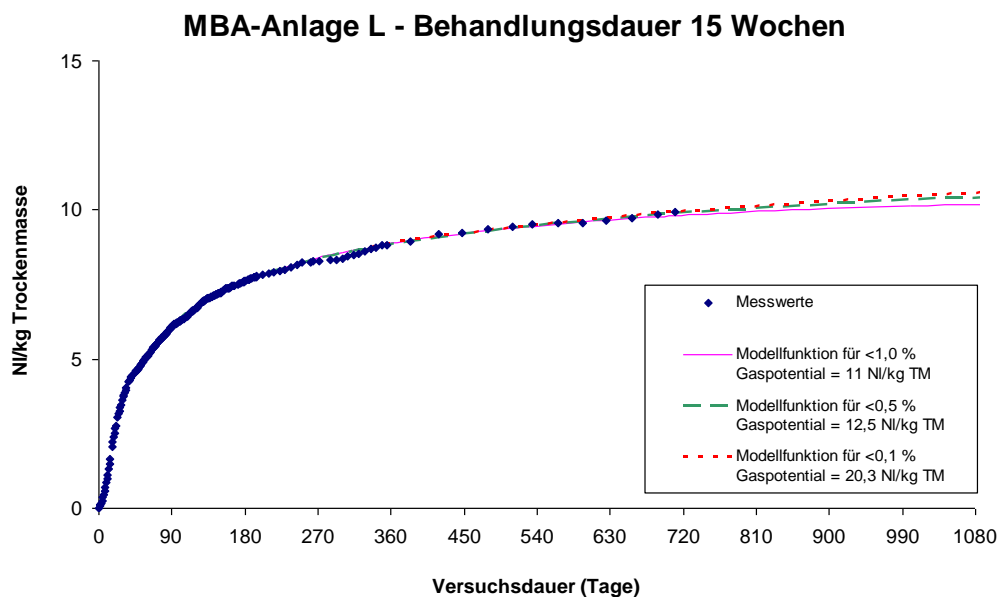


Abb. 3: Gassummenkurven (Messwerte und Modellwerte) einer Probe aus MBA-Anlage L (Behandlungsdauer 15 Wochen / Probenahme 2010), Beispiel für schlechte Übereinstimmung des Gasbildungspotentials bei Abschätzung über die drei angenommenen Hauptphasenenden

Häufig liefert dieses Modell deutlich höhere Werte als die beiden anderen Modelle. Dies ist auf die Verflachung der Kurve in dieser Testphase zurückzuführen (bei flacher Kurve neigt das Modell zu Mehrbefunden). Für die Abschätzung des Gasbildungspotentials sind daher die Modelle < 1 % und < 0,5 % besser geeignet als das Modell für < 0,1 %. Trotzdem wurden für weitere Berechnungen (TOC im Endzustand) wie bereits erwähnt die Maximalwerte (auch wenn sie aus dem Modell < 0,1 % stammen) herangezogen.

Abb. 2 und 3 zeigen beispielhaft die Gaspotentiale abgeschätzt nach den 3 angenommenen Möglichkeiten des Hauptphasenendes. Abb. 2 ist ein Beispiel für gute Übereinstimmung des Gasbildungspotentials nach den 3 Methoden. Das Gasbildungspotential beträgt zwischen 45,2 und 45,8 NI/kg TM. Das Ende der Gasbildung ist nach ca. 300 bis 2.700 Jahren zu erwarten. In Abb. 3 ist ein Beispiel für schlechte Übereinstimmung der 3 Methoden dargestellt. Das Gasbildungspotential beträgt zwischen 11,9 und 20,3 NI/kg TM. Das Ende der Gasbildung ist hier für in 80 bis 14.000 Jahren prognostiziert! Für die Bilanzierung wurde wie erwähnt für jede Probe der Maximalwert der unterschiedlichen Berechnungsmethoden herangezogen (dies ergibt den minimalen End-TOC und damit den geringst möglichen „Kohlenstoffsenkeneffekt“).

Der Kohlenstoffgehalt im „Endzustand“ der Deponie (nach Ende der Gasbildung) wurde aus dem Ausgangskohlenstoffgehalt der untersuchten Materialien und der über die Gasbildung (Gasbildungspotential) freigesetzten Kohlenstoffmenge (je 1 g Kohlenstoff werden 1,868 l Deponiegas gebildet) abgeschätzt. Der über das Sickerwasser ausgetragene Kohlenstoff bleibt dabei unberücksichtigt. Dies ist für eine erste Abschätzung zulässig, da bei Hausmülldeponien mit 90 % der überwiegende Anteil an Kohlenstoff über das gebildete Deponiegas ausgetragen wird (Lechner & Huber-Humer, 2004). Nur etwa 10 % werden über den Sickerwasserpfad emittiert.

Der die TOC-Konzentration im „Endzustand“ ebenfalls beeinflussende Trockenmasseverlust wurde über das Verhältnis TOC/GV berücksichtigt. Dieses liegt für 353 untersuchte MBA-Materialien zwischen 0,45 und 0,67. Für die Kohlenstoffbilanz wurde der Mittelwert von 0,55 verwendet. Somit bedeutet 1 g Kohlenstoffabbau eine Trockenmassereduktion von  $1/0,55 = 1,818$  g TM.

### 3 ERGEBNISSE

Zur Dokumentation der Streuung der Aussagen für die 3 Modellannahmen sind in Zeile vier bis sechs der Tab. 1 die End-TOC-Werte der 43 MBA-Materialien für alle 3 Modellannahmen dargestellt. Es ergeben sich sehr ähnliche End-TOC-Mittelwerte (16,9 % TM, 17,3 % TM bzw. 18,0 % TM). Für die 12 Deponieproben ergeben sich End-TOC-Mittelwerte von 11,4 % TM, 11,5 % TM bzw. 10,7 % TM.

Tab. 1: Mittelwerte, Standardabweichungen, Minima und Maxima des Kohlenstoffgehalts (TOC) bei Testbeginn sowie für die End-TOC-Werte für die drei Modelle (Hauptphasenende bei 1 %, 0,5 % bzw. 0,1 %) für 43 MBA-Materialien mit unterschiedlicher Reaktivität (Input, Rotteprodukte und Output aus MBA)

43 MBA-Proben		Mittelwert	Std.abw.	Minimum	Maximum
TOC <sub>Teststart</sub> , analysiert	% TM	20,1	5,7	11,4	31,5
TOC <sub>Senke</sub> , berechnet (Min. der 3 Modelle)	% TM	16,9	4,2	9,8	26,6
Auswertung für die 3 Modelle (Hauptphasenende bei 1 %, 0,5 % bzw. 0,1 %)					
TOC <sub>Senke</sub> , berechnet für 1 %	% TM	16,9	4,2	10,6	27,4
TOC <sub>Senke</sub> , berechnet für 0,5 %	% TM	17,3	4,4	10,5	27,6
TOC <sub>Senke</sub> , berechnet für 0,1 %	% TM	18,0	4,8	9,8	26,6

Für die weitere Auswertung wurden die Proben in fünf Reaktivitätsklassen eingeteilt (siehe Tab. 2 und 3). Klasse 1 charakterisiert sehr stabile Materialien mit  $GS_{21} < 7$  NI/kg TM (der Grenzwert für die Erlaubnis zur Deponierung liegt bei 20 NI/kg TM). Klasse 2 charakterisiert stabiles Material ( $GS_{21}$  liegt zwischen 7 und 21 NI/kg TM). Klasse 3 (mäßig stabil) weist eine  $GS_{21}$  zwischen 21 und 40 auf. Klasse 4 (reaktiv) liegt zwischen 40 und 60. Klasse 5 (sehr reaktiv) überschreitet den Wert von 60 NI/kg TM. In Tab. 2 sind die End-TOC-Werte der 43 MBA-Proben nach Reaktivitätsklassen geordnet. Überraschenderweise steigt der End-TOC-Wert mit der Reaktivität des untersuchten Materials. Die Erklärung dafür ist einerseits, dass unter anaeroben Bedingungen viele organische Komponenten (zum Beispiel Holz) nicht oder nur sehr

schwer abbaubar sind. Durch die Kombination aerober + anaerober Abbau kommt es zu einem „vollständigeren“ Abbau, was zu geringeren End-TOC-Werten führt. Andererseits weisen reaktivere Materialien meist noch nicht Deponiequalität hinsichtlich des Brennwertes auf. Der TOC im Inputmaterial des Inkubationsversuchs ist somit bei einigen Proben zu einem erheblichen Anteil durch nicht abbaubaren Kohlenstoff aus Kunststoffen bedingt, der bei ordnungsgemäßer Endaufbereitung in der MBA nicht in die Deponie gelangen würde.

Für MBA-Material, das die Reaktivitätsgrenzwerte der Deponieverordnung einhält ( $GS_{21} < 20$  NI/kg TM), kann nach Auswertung der 43 MBA-Materialien mit End-TOC-Werten in der Größenordnung von im Mittel 15 % TM (Bereich von 10,4 bis 22,4 % TM) gerechnet werden (Tab. 2). Für den Mittelwert ist jedoch zumindest fallweise mit einer Überschreitung des Brennwertkriteriums zu rechnen (der mittlere TOC beträgt 20,1 %, siehe Tab. 1). Aus der im Rahmen eines im Auftrag des BMLFUW durchgeführten Forschungsprojektes (Binner et al., 1999) gefundenen Korrelation zwischen Glühverlust und Brennwert (Ho) kann abgeschätzt werden, dass das Brennwertkriterium von  $Ho < 6.600$  kJ/kg TM ab. einem Glühverlust von 32 % (das entspricht einem TOC von ca. 17,5 % TM) eingehalten wird.

Von den 43 MBA-Materialien wiesen 16 einen TOC  $< 17,5$  % auf. Die abgeschätzten End-TOC-Werte dieser Proben liegen zwischen 10,5 % TM und 15,7 % TM (Mittelwert 12,9 % TM). Der in MBA-Deponien zu erwartende End-TOC liegt daher mit Sicherheit über 10 % TM aber sehr wahrscheinlich unter 15 % TM.

Tab. 3 zeigt die End-TOC-Werte der zwölf Altdeponie-Proben nach Reaktivitätsklassen. Die für die Langzeitversuche verwendeten Altdeponie-Proben wiesen alle  $GS_{21}$ -Werte unter 20 NI/kg TM auf und sind damit als stabil bis sehr stabil einzustufen. Die End-TOC-Werte der Deponieproben liegen im Mittel um 12 % TM (Bereich 4,4 bis 22 % TM). Die gegenüber MBA-Material deutlich geringeren End-TOC-Werte sind auf die fehlende mechanische Aufbereitung zurückzuführen. Während durch die Restmüllaufbereitung ein an Organik aufkonzentriertes Material entsteht, weisen Altdeponie-Materialien deutlich höhere Inertstoffanteile (Bauschutt) auf. Diese erste Abschätzung zur Kohlenstoffsenske MBA-Deponie wird im kommenden Jahr durch Auswertung weiterer Inkubationsversuche überprüft.

Tab. 2: Probenzahl, Mittelwerte, Standardabweichungen, Minima und Maxima für die minimalen End-TOC-Werte von 43 MBA-Materialien in Abhängigkeit ihrer Reaktivität (charakterisiert durch die  $GS_{21}$ )

43 MBA-Proben		Anzahl n	Mittelwert	Std.abw.	Min.	Max.
End-TOC bei Klasse 1 ( $GS_{21} < 7$ NI/kg TM)	% TM	9	14,5	3,1	10,7	19,3
End-TOC bei Klasse 2 ( $GS_{21} = 7-21$ NI/kg TM)	% TM	11	15,2	3,2	10,4	22,4
End-TOC bei Klasse 3 ( $GS_{21} = 21-40$ NI/kg TM)	% TM	6	15,7	4,3	10,5	20,8
End-TOC bei Klasse 4 ( $GS_{21} = 40-60$ NI/kg TM)	% TM	10	18,5	3,4	12,6	22,6
End-TOC bei Klasse 5 ( $GS_{21} > 60$ NI/kg TM)	% TM	7	21,8	3,6	16,8	27,4

Tab. 3: Probenzahl, Mittelwerte, Standardabweichungen, Minima und Maxima für die minimalen End-TOC-Werte von 12 Altdeponie-Materialien in Abhängigkeit ihrer Reaktivität (charakterisiert durch die  $GS_{21}$ ).

12 Altdeponie-Proben		Anzahl n	Mittelwert	Std.abw.	Min.	Max.
End-TOC bei Klasse 1 ( $GS_{21} < 7$ NI/kg TM)	% TM	9	11,1	5,7	4,4	22,0
End-TOC bei Klasse 2 ( $GS_{21} = 7-21$ NI/kg TM)	% TM	3	12,2	6,5	7,9	19,6
End-TOC bei Klasse 3 ( $GS_{21} = 21-40$ NI/kg TM)	% TM	0	-	-	-	-
End-TOC bei Klasse 4 ( $GS_{21} = 40-60$ NI/kg TM)	% TM	0	-	-	-	-
End-TOC bei Klasse 5 ( $GS_{21} > 60$ NI/kg TM)	% TM	0	-	-	-	-

## 4 ZUSAMMENFASSUNG

Die Auswertung von 55 Langzeitgasbildungstests (43 MBA-Materialien und 12 Altdeponie-Materialien) erlaubt folgende Aussagen:

- Die Gasbildung im Inkubationsversuch kann mittels log-Normalfunktion modelliert werden,
- Aus dem Gehalt an organischem Kohlenstoff (TOC) im Ausgangsmaterial des Inkubationsversuches und dem Gasbildungspotential kann ein End-TOC für MBA-Deponien (TOC zum Zeitpunkt ab dem kein Deponiegas mehr gebildet wird) abgeschätzt werden. Berücksichtigt ist in diesem End-TOC allerdings nur der Kohlenstoffaustrag über die Gasphase. Der Austrag über das Sickerwasser (dieser wird unter 10 % des Gesamtaustrages angenommen) muss noch verifiziert werden,
- Die Auswertung von 43 MBA-Proben lässt für jene Proben welche die Grenzwerte für  $GS_{21}$  und Brennwert einhalten einen Kohlenstoffabbau (berechnet aus dem mittels Deponiegas ausgetragenen Kohlenstoff) zwischen 3 und 14 % (Mittelwert 14 %) der die MBA-Deponie eingebrachten Kohlenstoffmasse erwarten und
- Für diese Materialien ist ein End-TOC-Wert von zumindest 10 % TM zu erwarten. Zumindest diese 10 % können als Carbon Credits für MBA-Deponien angerechnet werden.

## LITERATUR

- Binner, E. Zach, A. & Lechner, P. (1999) Stabilitätskriterien zur Charakterisierung der Endprodukte aus MBA-Anlagen. Forschungsprojekt am ABF BOKU im Auftrag des BMLFUW.
- Binner, E. (2012) Kohlenstoffsenske MBA-Deponie - Auswertung von Laboruntersuchungen zur Langzeitgasbildung von MBA-Material. Studie am ABF-BOKU, durchgeführt im Auftrag der Interessensvertretung der Betreiber von mechanisch-biologischen Abfallbehandlungsanlagen in Österreich.
- Lechner, P. & Huber-Humer, M. (2004) Abfallwirtschaft – denken in natürlichen Systemen. In: Lechner P. (Hg.): *Kommunale Abfallentsorgung*. Facultas Verlag Wien, ISBN 3-8262-2114-8.
- Ö-NORM S2027 / Teil 2 (2012) Beurteilung von Abfällen aus der mechanisch-biologisch Behandlung. Teil 2: Stabilitätsparameter - Gasspendesumme im Inkubationstest ( $GS_{21}$ ). Austrian Standards Institutes vom 1.7.2012.
- Tabasaran, O. & Rettenberger, G. (1987) Grundlagen zur Planung von Entgasungsanlagen (Basics for planning degasing installation). In: Hösel, Schenkel, Schnurer (eds) *Müllhandbuch*, vol 1/87. Erich Schmidt.
- Tintner, J. Kühleitner, M. Binner, E. Brunner, N. & Smidt, E. (2011) Modeling the final phase of landfill gas generation from long-term observations. *Biodegradation* 19 (2011), DOI 10.1007/s10532-011-9519-4, Springer.

# Klimarelevanz der Abluftreinigung bei der Mechanisch-Biologischen Abfallbehandlung (MBA) – Projekt KAMBA

C. Neubauer & C. Lampert

Umweltbundesamt GmbH, Abteilung Abfälle & Stoffflussmanagement, Wien, Österreich

**KURZFASSUNG:** Die Anforderungen an den Emissionsschutz bei mechanisch-biologischen Abfallbehandlungsanlagen (MBA-Anlagen) sollen durch eine Verordnung verbindlich festgelegt werden. In der gegenständlichen Studie wurde als Vorarbeit zur Verordnung die Klimarelevanz der Abluftreinigung bei der MBA bewertet. Verglichen wurden dabei die Verfahren der Teilstromvergärung, der aeroben biologischen Rotte und der aeroben biologischen Trocknung mit jeweils unterschiedlichen Möglichkeiten der Abluftreinigung: ausschließliche Verwendung von Wäscher/RTO, ausschließliche Verwendung von Wäscher/Biofilter sowie Kombination von Wäscher/RTO und Wäscher/Biofilter. Für die Berechnungen und den Vergleich der Klimarelevanz wurden direkte und indirekte Emissionen resultierend aus dem Behandlungsprozess und der Abluftreinigung berücksichtigt. Als Datenbasis wurden Erfahrungswerte aus kontinuierlichen Betriebsdaten deutscher MBA-Anlagen herangezogen. Als wesentliches Ergebnis zeigt sich, dass unter den gesetzten Rahmenbedingungen die Einhaltung der Grenzwerte der MBA-Richtlinie unter Berücksichtigung einer geringen Klimabelastung bei allen modellierten Anwendungsfällen nur durch das Abluftreinigungskonzept der Kombination von RTO und Biofiltern ermöglicht wird.

## 1 EINLEITUNG

Das Lebensministerium (Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft – BMLFUW) erarbeitet derzeit eine Verordnung zur mechanisch-biologischen Abfallbehandlung (MBA) von gemischten Siedlungsabfällen. Darin sollen die Anforderungen der Richtlinie über die mechanisch-biologische Behandlung von Abfällen (BMLFUW 2002) konkretisiert und verbindlich festgeschrieben werden. Um Fragestellungen betreffend Anforderungen an den Emissionsschutz zu thematisieren wurden mehrere Studien seitens des zuständigen Ressorts beauftragt. Die gegenständlichen Ausführungen beziehen sich auf eine dieser Studien, welche im Wesentlichen folgende Fragestellungen durch entsprechende Modellierung beantworten sollte:

Welche Verfahrensvarianten der Prozessführungen bei der MBA,

- aerobe biologische Rotte in Kombination mit anaerober Vergärung als Teilstromvergärung (Anwendungsfälle A),
- aerobe biologische Intensivrotte in Kombination mit aerober biologischer Nachrotte (Anwendungsfälle B),
- aerobe biologische Trocknung (Anwendungsfälle C),

in Kombination mit welchen Verfahrensvarianten der Abluftreinigung,

- ausschließlich Wäscher/RTO,
- ausschließlich Wäscher/Biofilter,
- Wäscher/Biofilter in Kombination mit Wäscher/RTO,

stellt aus Sicht der Klimarelevanz die vorteilhafteste Betriebsführung dar?

## 2 BERECHNUNGSMETHODE UND SYSTEMGRENZEN

Berücksichtigt für den Vergleich der Anwendungsfälle wurden als Belastung einerseits indirekt verursachte Treibhausgas(THG)-Emissionen (durch Energieaufwendungen des Prozessluftmanagements und der Abluftreinigung, als Kohlendioxid fossilen Ursprungs). Andererseits wurden direkte THG-Emissionen am Standort (Methan, Lachgas und Kohlendioxid (der Stützfeuerung) über das Reingas emittiert) in die Berechnungen mit aufgenommen.

Als Gutschriften wurden für den Vergleich der Anwendungsfälle die Erzeugung von Ammoniumsulfat (ASL) in der sauren Wäsche berücksichtigt und im Falle der Trockenvergärung die erzeugte Strommenge im Blockheizkraftwerk (BHKW). Emissionsfaktoren im Bereich der Energiebereitstellung wurden entsprechend dem Modell GEMIS angesetzt (GEMIS Österreich Version 4.5 – Globales Emissionsmodell Integrierter Systeme, welches alle wesentlichen Prozesse von der Primärenergie- und Rohstoffgewinnung bis zur Nutzenergie- und Stoffbereitstellung berücksichtigt und somit die Möglichkeit bietet, neben den produktspezifischen lokalen Emissionen auch die vorgelagerten Emissionen zu berücksichtigen).

Die Systemgrenze umfasst die Sammlung und den Transport der gesammelten Abluftströme aus den modellierten Verfahren gegebenenfalls zwischen den Verfahrensschritten und zu den Abluftreinigungsanlagen (Wäscher, Biofilter, RTO) sowie den Energieverbrauch der Abluftreinigungsanlagen selbst. Des Weiteren wird der Energieverbrauch der Be- und Entlüftung der Rotte-/Trocknungsverfahren berücksichtigt, um den Mehraufwand an Energie bestimmter Verfahren mit einzubeziehen, der nötig ist, um definierte Abluftqualitäten dieser Verfahren bereitzustellen.

Der Energieaufwand für die mechanische Aufbereitung, welche für alle Verfahren als erster Behandlungsschritt unter Abtrennung von fünfzig Prozent heizwertreicher Abfälle gleich angenommen wurde, wurde nicht für die Berechnungen berücksichtigt.

## 3 DATENERHEBUNG UND DATENVERFÜGBARKEIT

Die für die Berechnungen der Klimarelevanz erforderlichen Daten zu Rohgaszusammensetzungen, zu Kenndaten der Abluftreinigungsaggregate sowie zu Energieverbräuchen und Energieerträgen der Verfahren wurden in Abstimmung mit zwei externen Ingenieurbüros erhoben. Die verwendeten Modellwerte wurden aus Mittelwerten aus Messwerten, Erfahrungswerten oder Angaben aus der Literatur abgeleitet. Sofern keine Daten verfügbar waren, wurde über Faktoren umgerechnet, welche aus Annahmen resultieren.

Eingang in die Berechnungen fanden vorwiegend Erfahrungswerte aus Deutschland, da für Österreich keine Praxisdaten aus kontinuierlichen Betriebs- und Emissionsmessungen verfügbar waren.

## 4 ERGEBNISSE DER MODELLBERECHNUNGEN

Bei allen Anwendungsfällen A (Teilstromvergärung) und allen Anwendungsfällen B (aerobe biologische Rotte) zeigen die Ergebnisse, dass die Abluftreinigungskonzepte der Kombinationsverfahren (Verwendung von RTO & Biofilter) die vorteilhafte Variante im Hinblick auf die Klimabelastung im Vergleich zur ausschließlichen Reinigung über die RTO-Anlage bzw. Biofilteranlage darstellen. Bei den Anwendungsfällen C (aerobe biologische Trocknung) stellen in Hinblick auf die Klimabelastung die Abluftreinigungskonzepte der „ausschließlichen Verwendung von Biofilteranlagen“ die vorteilhafte Variante dar.

Für die Anwendungsfälle B (aerobe biologische Rotte) ergibt sich weiters folgendes Ergebnis: Für die Hallenrotte-Systeme zeigen die Varianten mit „ausschließliche Verwendung von Biofilteranlagen“ bessere Werte als die Varianten mit „ausschließliche Verwendung von RTO“. Bei der Ausführung als Tunnelrotte-Systeme sind hingegen die Varianten mit „ausschließlichen Verwendung von RTO“ vorteilhaft gegenüber Varianten mit „ausschließliche Verwendung von Biofilteranlagen“.

In den Anwendungsfällen A (Teilstromvergärung) und den Anwendungsfällen B (aerobe biologische Rotte) können mit alleiniger Reinigung der Abluft über RTO und bei einem kombi-

nierten Abgasreinigungskonzept (Verwendung von RTO & Biofilter) die Anforderungen der MBA-Richtlinie im Hinblick auf die Frachtgrenzwerte für Gesamt-Kohlenstoff und die Konzentrationsgrenzwerte für Gesamt-Kohlenstoff eingehalten werden. Bei Abluftreinigungskonzepten mit „ausschließlicher Verwendung des Biofilteranlagen“ werden die Grenzwerte bei der Gesamt-Kohlenstofffracht (100 g/Tonne Abfallinput) um das 6,5- bis 9-fache und bei der Konzentration als Tagesmittelwert (20 mg C/Nm<sup>3</sup>) um das 6- bis 11-fache überschritten.

Insgesamt zeigen die Anwendungsfällen A (Teilstromvergärung) mit den lukrierten Gutschriften durch die Biogaserzeugung die im Hinblick auf die Klimarelevanz besten Ergebnisse. Durch den Einsatz von Biogas als Heizgas erzielen die Verfahren mit RTO und die Verfahren mit einem kombinierten Abgasreinigungskonzept (Verwendung von RTO & Biofilter) negative Gesamtbilanzen, d.h. die Gutschriften übersteigen die Emissionen.

## 5 EINFLUSSGRÖSSEN AUF DIE ERGEBNISSE

Generell kann in Hinblick auf die Klimarelevanz gesagt werden, dass eine höhere TOC-Konzentration im Rohgas die Ergebnisse der Behandlung der Abluft in der RTO verbessert. Eine geringere Methankonzentration verbessert die Ergebnisse der Behandlung der Abluft im Biofilter. Entsprechend verändern sich auch die Ergebnisse bei einer Kombination der beiden Abluft-Behandlungsarten (schwach belastete Abluft in den Biofilter, hoch bebelastete Abluft in die RTO).

Von wesentlicher Bedeutung ist der Anteil an Methan im TOC. Methan wird vor allem in der Intensivrotte und weniger in der Nachrotte gebildet, oftmals in Tunnelsystemen auf höherem Niveau als in Hallensystemen. Bei einer Behandlung in der RTO wird der Heizgasbedarf der RTO durch die im Rohgas enthaltene Energiemenge beeinflusst. In herkömmlichen Biofiltern mit dem Ziel der Geruchsreduzierung und dem Abbau der leichtabbaubaren organischen Schadstoffen wird Methan in der Regel nicht oder nur gering abgebaut. In stark vernässten, verdichteten oder ungleichmäßig durchlüfteten Biofiltern kann es auch zu einer geringen Methanneubildung kommen.

Die Lachgasemissionen beeinflussen die Ergebnisse ebenfalls stark. Lachgas wird nur gering in der Intensivrotte und vorwiegend in der Nachrotte gebildet. Es kann weder durch Biofilteranlagen noch durch RTO-Anlagen abgebaut werden und schlägt (ggf. unter Berücksichtigung geringer sekundärer Lachgasbildung) in das Reingas durch. Bedeutend in diesem Zusammenhang ist die Verwendung eines sauren Wäschers zur Abtrennung des Ammoniaks aus dem Abluftstrom und zur Minimierung der sekundären Lachgasbildung in den Abluftreinigungsaggregaten.

## 6 ÜBERTRAGBARKEIT DER ERGEBNISSE AUF ÖSTERREICH

Kontinuierliche Messungen von Emissions- und Betriebsdaten österreichischer MBA-Anlagen zum Zeitpunkt der Umsetzung der gegenständlichen Studie nur eingeschränkt vor und ergaben kein repräsentatives Bild.

Literaturwerte zur Emissionssituation in österreichischen MBA-Anlagen basieren auf Messungen, welche noch vor dem Inkrafttreten des Vorbehandlungsgebotes der Deponieverordnung 1996 und den darin festgelegten Ablagerungskriterien (Brennwert etc.) und den damit verbundenen notwendigen Adaptierungen bei den MBA-Anlagen durchgeführt wurden. Diese Daten zeigen im Vergleich zur aktuellen Situation in Deutschland Hinweise auf geringere Frachten an Gesamt-Kohlenstoff und höhere, der Abluftreinigung zugeleitete Abluftmengen in österreichischen MBA-Anlagen. Vereinzelt werden dabei aber auch höhere Frachten festgestellt. Dahingehend ergeben sich unter Umständen für Österreich andere aktuelle Betriebs- und Emissionsdaten bei den MBA-Anlagen (vor allem auch andere Rohgaszusammensetzungen), weshalb zu prüfen ist, ob die Ergebnisse der Modellberechnungen auf den Anlagenpark in Österreich übertragbar sind.

Für eine Modellierung und Berechnung der klimarelevanten Emissionen für den österreichischen Anlagenpark wären mehrere belastbare Datensätze Voraussetzung, wobei zentral die Abhängigkeit der Gesamtkohlenstofffracht und der Lachgasfracht von der Abluftmenge bekannt sein muss.



## 7 KLIMARELEVANZ IM KONTEXT ANDERER WIRKUNGSKATEGORIEN

Die gegenständliche Studie bietet keine vollständige Lebenszyklusanalyse, sondern bewertet die Wirkungskategorien Klimarelevanz und fossile Ressourcen für definierte Systemgrenzen. Im Zuge einer vollständigen Lebenszyklusanalyse – der systematischen Analyse der Umweltwirkungen von Produkten/Prozessen während des gesamten Lebensweges – sind darüber hinaus weitere Wirkungskategorien von Bedeutung (z.B. Versauerung, terrestrische Eutrophierung, PM10 Risikopotenzial, Ozonbildungspotenzial oder Krebsrisiko (Humantoxizität)). Dahingehend sind die Ergebnisse der gegenständlichen Studie auch ausschließlich für die Bewertung der Wirkungskategorien Klimarelevanz und fossile Ressourcen heranzuziehen.

## 8 FAZIT

Seit dem Jahr 2002 ist der Stand der Technik der MBA mit der Herausgabe der Richtlinie (BMLFUW 2002) vorgegeben. Mit dem Vorbehandlungsgebot der Deponieverordnung 1996 ab dem Jahr 2004 wurden Anlagen adaptiert bzw. neu gebaut. Studien zum Ist-Stand der MBA (Neubauer & Öhlinger 2006, 2008) haben aufgezeigt, dass die Anlagen in Österreich nicht nach einem einheitlichen Stand der Technik betrieben wurden, im Speziellen in Hinblick auf die Abluftfassung und -behandlung.

Die mechanisch-biologische Behandlung von gemischten Siedlungsabfällen ist mit relevanten Emissionen an Methan, Lachgas und organischen Vielstoffgemischen verbunden. Diese bedürfen einer Erfassung und Reduzierung nach dem Stand der Technik.

Mit der in Erarbeitung befindlichen Verordnung sollen Vorgaben zum Stand der Technik im Speziellen betreffend Emissionsschutz verbindlich festgelegt werden. Die gegenständliche Studie bewertet unter gesetzten Rahmenbedingungen als Vorarbeit zur Verordnung die Möglichkeiten der Abluftreinigung bei der MBA im Hinblick auf die Klimarelevanz.

Download der Studie unter: <http://www.umweltbundesamt.at/aktuell/publikationen>

## LITERATUR

- BGBL. Nr. 164 (1996) Verordnung des Bundesministers für Umwelt über die Ablagerung von Abfällen (Deponieverordnung). Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (ersetzt durch die Deponieverordnung 2008 BGBL. II Nr. 39/2008 i.d.g.F.).
- BMLFUW (2002) Richtlinie über die mechanisch-biologische Behandlung von Abfällen. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft.
- Neubauer, C. & Lampert C. (2012) *Klimarelevanz der Abluftreinigung bei der Mechanisch-Biologischen Abfallbehandlung (MBA) – Projekt KAMBA*.
- Neubauer, C. & Öhlinger A. (2010) *Anforderungen an den luftseitigen Emissionsschutz bei der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung. Praxiserfahrungen und Schlussfolgerungen aus Genehmigungsstand*. Umweltbundesamt GmbH (nicht veröffentlicht).
- Neubauer, C. & Öhlinger A. (2006) *Ist-Stand der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung (MBA) in Österreich*. Umweltbundesamt GmbH.

# Ergebnisse von Abluftmessungen an mechanischen Abfallbehandlungsanlagen

K. Harather

*IUT Ingenieurgemeinschaft Innovative Umwelttechnik GmbH, Seebenstein, Österreich*

**KURZFASSUNG:** Da es nur wenige Informationen über die Abgaszusammensetzung an mechanischen Abfallbehandlungsanlagen gibt, wurden Emissionsmessungen durchgeführt. Als Auftraggeber fungierte die Wirtschaftskammer Steiermark, Auftragnehmer waren die IUT, Ingenieurgemeinschaft Innovative Umwelttechnik GmbH, Seebenstein und die LUA Laboratorium für Umweltanalytik GmbH, Wien. Als Emissionsparameter wurden Methan (CH<sub>4</sub>), flüchtige organische Kohlenwasserstoffe (Ges. C) und Distickstoffmonoxid (N<sub>2</sub>O, Lachgas) kontinuierlich, sowie diskontinuierlich Ammoniak (NH<sub>3</sub>), Staub und der Geruch bestimmt. Die Messungen wurden im Reingas nach dem Staubfilter an vier mechanischen Behandlungsanlagen für Haus- und Gewerbemüll durchgeführt. Die Werte wurden mit den Abluftgrenzwerten der MBA-Richtlinie 2002 und des Arbeitspapiers zur MBA-VO vom Juli 2012 verglichen. Die Ergebnisse zeigen, dass die klimarelevanten Gase CH<sub>4</sub> und N<sub>2</sub>O keine relevanten Emissionen darstellen, und dass alle Staub- und Ammoniakmesswerte deutlich unter den Grenzwerten lagen. Der Geruchsgrenzwert wurde an drei der vier Anlagen unterschritten. Das Massenverhältnis an Ges. C pro Tonne Abfall wurde bei allen Anlagen eingehalten, die Halbstunden- und Tagesmittelwerte an Ges. C lagen im Bereich der Grenzwerte.

## 1 EINLEITUNG UND VERANLASSUNG

Die Richtlinie für die mechanisch-biologische Behandlung von Abfällen des Lebensministeriums aus dem Jahre 2002 (MBA Richtlinie) ist auch für Anlagen gültig, die Siedlungsabfälle ausschließlich mechanisch behandeln. Somit wären auch die Abluftgrenzwerte aus der Richtlinie auf die mechanische Behandlung von Siedlungsabfällen anzuwenden. Die Richtlinie hat aber keinen verbindlichen Charakter und wurde bei den Anlagengenehmigungen von den Landesbehörden meist nicht vollständig umgesetzt. In der Praxis weisen fast alle mechanischen Anlagen eine Abluftreinigung mit einem Gewebefilter auf und es sind Reingasgrenzwerte für Staub vorgesehen.

Es ist aber vom Lebensministerium beabsichtigt, Regelungen über Anlagen zur mechanisch-biologischen Abfallbehandlung in Form einer Verordnung (MBA-VO) zu erlassen. Seit 2011 wird intensiver an der Vorbereitung dieser Verordnung gearbeitet. Daraus ergab sich die Fragestellung, mit welchen zusätzlichen Maßnahmen zur Ablufterfassung und -reinigung nach dem Inkrafttreten einer MBA-VO für mechanische Abfallbehandlungsanlagen zu rechnen ist. Folgende Herausforderungen stellten sich:

- Inwieweit sind rein mechanische Abfallbehandlungsanlagen von einer MBA-VO erfasst?
- Welche Reingasparameter und welche Grenzwerte werden in der MBA-VO festgelegt?
- Welche Rohgaszusammensetzung weisen die Abluftströme auf?

Da es nur wenige Informationen über die Abgaszusammensetzung gibt, wurden Emissionsmessungen zur Verdichtung der Datenlage durchgeführt. Als Auftraggeber fungierte die Wirtschaftskammer Steiermark, Fachgruppe Abfall & Abwasserwirtschaft, die Festlegung der Parameter, Auswahl des Messlabors, Koordination der Messungen und Interpretation der Ergebnisse wurden von der IUT, Ingenieurgemeinschaft Innovative Umwelttechnik GmbH, Seebenstein ([www.ig-iut.at](http://www.ig-iut.at)) durchgeführt. Die Messungen selbst, und die Berichterstellung, wurden von der LUA Laboratorium für Umweltanalytik GmbH, Wien vorgenommen.

Im Juni 2012 wurde vom Lebensministerium ein Arbeitspapier zur geplanten MBA-VO vorgelegt. Darin wird festgehalten, dass die geplante Verordnung nicht für rein mechanische Anlagen zur Behandlung von Siedlungsabfällen gelten soll. Damit sind auch die darin enthaltenen Emissionsgrenzwerte nicht auf rein mechanische Abfallbehandlungsanlagen anzuwenden. Zwei der drei oben genannten Fragen wurden damit mittlerweile beantwortet. Die aus den Messungen gewonnenen Daten zur Abgaszusammensetzung sind aber trotzdem wertvoll, um die Art und Weise der Abluftreinigung an derartigen Anlagen festlegen zu können.

## 2 AUFGABENSTELLUNG

Als Emissionsparameter wurden Methan ( $\text{CH}_4$ ), flüchtige organische Kohlenwasserstoffe (Ges. C) und Distickstoffmonoxid ( $\text{N}_2\text{O}$ , Lachgas) kontinuierlich über einen Zeitraum von ca. sechs Stunden pro Anlage, sowie diskontinuierlich Ammoniak ( $\text{NH}_3$ ), Staub und der Geruch mit ca. sechs Einzelwerten pro Anlage bestimmt. Aus den Ergebnissen der Konzentrationsmessungen wurden mittels Abgasgeschwindigkeitsmessung Emissionsfrachten für die Abluftströme abgeleitet. Damit wurden alle Parameter der MBA-Richtlinie erfasst und zusätzlich auch die klimarelevanten Gase  $\text{CH}_4$  und  $\text{N}_2\text{O}$  berücksichtigt.

Die Messungen wurden im Reingas nach dem Staubfilter von vier mechanischen Abfallbehandlungsanlagen durchgeführt. Dabei war jeweils ein Messtag je Anlage vorgesehen. Die Messungen wurden am 24.11., 1.12., 2.12. und 9.12.2011 absolviert.

Die Werte wurden mit den Abluftgrenzwerten der MBA-Richtlinie und des Arbeitspapiers vom Juni 2012 verglichen. Zu beachten ist, dass das Arbeitspapier aber nur für biologische und mechanisch-biologische Anlagen anzuwenden ist.

## 3 ANLAGENKURZBESCHREIBUNG

Bei den Anlagen A, B und D werden Hausabfälle und Gewerbeabfälle mechanisch behandelt, in der Anlage C werden ausschließlich bereits voraufbereitete, heizwertreiche Fraktionen aus Siedlungsabfällen mechanisch verarbeitet. Die Abfallaufbereitung an den Anlagen findet in vollständig oder zumindest teilweise geschlossenen Hallen statt. Alle Anlagen verfügen über eine Erfassung der Abluft und Reinigung durch einen Gewebefilter. Bei der Anlage A wird allerdings nur die Abluft der Siebtrommel abgesaugt, die gesamte Abluftmenge betrug daher nur rund  $3.500 \text{ Nm}^3/\text{h}$ . Bei den Anlagen B – D werden mehrere Aggregate und zum Teil auch die Hallen erfasst, die Abluftmenge betrug zwischen  $13.000 \text{ Nm}^3/\text{h}$  (D) und  $63.000 \text{ Nm}^3/\text{h}$  (B).

## 4 ERGEBNISSE

### 4.1 Methan ( $\text{CH}_4$ )

Sämtliche Messwerte betragen  $< 3 \text{ mg}/\text{m}^3$  und lagen damit im Bereich der Nachweisgrenze von  $1 \text{ mg}/\text{m}^3$ . Ein Vergleich mit Grenzwerten ist hier nicht möglich, da es für Methan keinen Grenzwert (zumindest für Abfallbehandlungsanlagen) gibt. Man kann aber schlussfolgern, dass die Emissionen an Methan bei der mechanischen Abfallbehandlung nicht relevant sind.

### 4.2 Distickstoffmonoxid (Lachgas, $\text{N}_2\text{O}$ )

Sämtliche Messwerte betragen  $< 0,5 \text{ mg}/\text{m}^3$  und lagen damit im Bereich der Nachweisgrenze von  $0,05 \text{ ppm}$ . In der MBA-Richtlinie ist kein Grenzwert für  $\text{N}_2\text{O}$  vorgesehen. Im Arbeitspapier des Ministeriums vom Juli 2012 ist ein Monatsmittelwert der Fracht, bestimmt als Massenverhältnis, in der Höhe von  $200 \text{ g}/\text{Tonne}_{\text{Abfall}}$  vorgesehen. Berechnet man aus dem Konzentrationswert von  $0,5 \text{ mg}/\text{m}^3$  und den Durchsatzmengen an Abfällen bei den Messungen den Frachtwert, ergeben sich zwischen  $0,1 - 2 \text{ g } \text{N}_2\text{O}/\text{Tonne}_{\text{Abfall}}$ . Die Messwerte liegen also weit unter dem Grenzwert, der für die biologische Behandlung vorgesehen ist.

### 4.3 Staub

Die Messwerte lagen zwischen 0,2 und 3,6 mg/m<sup>3</sup> und damit bei allen Anlagen jeweils deutlich unter dem Grenzwert von 10 mg/m<sup>3</sup> gemäß MBA-Richtlinie. Im Arbeitspapier ist ein maximaler Tagesmittelwert von 10 mg/m<sup>3</sup> und ein Halbstundenmittelwert von 20 mg/m<sup>3</sup> vorgesehen.

### 4.4 Ammoniak (NH<sub>3</sub>)

Die Messwerte lagen zwischen 0,2 und 9,9 mg/m<sup>3</sup> und damit bei allen Anlagen jeweils deutlich unter dem Grenzwert von 20 mg/m<sup>3</sup> gemäß MBA Richtlinie und Arbeitspapier. Signifikant höhere Werte bei der Anlage A sind auf die geringe Abluftmenge und vermutlich auch auf Klärschlammagerungen am Messtag zurückzuführen.

### 4.5 Geruch

Die Messwerte bei A lagen zwischen 486 GE/m<sup>3</sup> und 1045 GE/m<sup>3</sup>, bei den Anlagen B-D zwischen 27 GE/m<sup>3</sup> und 410 GE/m<sup>3</sup>. Bis auf die Anlage A wird der Grenzwert von 500 GE/m<sup>3</sup> gemäß MBA-Richtlinie und auch gemäß Arbeitspapier daher überall eingehalten. Die Überschreitung des Konzentrationswertes bei der Anlage A steht in Zusammenhang mit der geringen Abluftmenge. Zusätzlich wurde am Messtag an der Anlage A im Bereich der Ablufterfassung auch Klärschlamm gelagert, dessen Geruch vermutlich auch zur Erhöhung der Abluftkonzentration beigetragen hat.

Die Emissionswerte bei Gewerbemüll oder vorsortierten heizwertreichen Fraktionen (Anlage C) mit 35 – 316 GE/m<sup>3</sup> sind erwartungsgemäß niedriger als bei Hausmüll mit 120 – 410 GE/m<sup>3</sup> (auch bei ges. C).

### 4.6 Organische Kohlenwasserstoffe (Ges. C)

#### 4.6.1 Konzentrationswerte

Der Grenzwert für den gesamten, gasförmigen, organisch gebundenen Kohlenstoff für den Halbstundenmittelwert (HMW) liegt bei 40 mg/m<sup>3</sup>, für den Tagesmittelwert (TMW) bei 20 mg/m<sup>3</sup>, sowohl gemäß MBA Richtlinie als auch gemäß Arbeitspapier.

Der HMW lag bei den Anlagen B und C zwischen 4,5 mg/m<sup>3</sup> und 30,1 mg/m<sup>3</sup> und damit unter dem Grenzwert von 40 mg/m<sup>3</sup>, bei der Anlage D wurde der Grenzwert in neun von zehn Fällen eingehalten. Bei der Anlage A wird der HMW nur für Gewerbemüll eingehalten (24,0 – 38,3 mg/m<sup>3</sup>), bei der Hausmüllaufbereitung wird er nicht eingehalten (44,2 – 108,7 mg/m<sup>3</sup>).

Der TMW (20 mg/m<sup>3</sup>) – hier der Mittelwert aller gemessenen HMW - wird nur bei der Anlage B mit 13,8 mg/m<sup>3</sup> eingehalten, bei allen anderen überschritten (22,7 – 52,6 mg/m<sup>3</sup>).

#### 4.6.2 Massenverhältnis

In der MBA Richtlinie ist ein Massenverhältnis von 100 g/Tonne<sub>Abfall</sub> als Grenzwert vorgesehen, im Arbeitspapier sind es 200 g/Tonne<sub>Abfall</sub> als Monatsmittelwert.

Das Massenverhältnis lag bei allen Anlagen mit 9 – 60 g/Tonne<sub>Abfall</sub> deutlich unter 100 g/Tonne<sub>Abfall</sub> und wird damit überall eingehalten.

### 4.7 Reine Hallenabsaugung

An der Anlage D wurde auch der Betriebszustand ohne mechanischer Aufbereitung, aber Betrieb der Ablufterfassung und -reinigung (also nur Hallenluft aus Lager- und Aufbereitungsbe-  
reichen) gemessen (Betriebszustand „Stillstand“). Hier sind die Reingaswerte für Geruch (27 – 120 GE/m<sup>3</sup>) und Ges. C (3,7 – 18,5 mg/m<sup>3</sup>) wesentlich geringer als im Aufbereitungsbe-  
trieb (110 – 410 GE/m<sup>3</sup> bzw. 9,7 – 44,7 mg/m<sup>3</sup>).

#### 4.8 Vergleich der Anlagen untereinander

Es ist ein genereller Zusammenhang erkennbar, dass sich die Schadstoffkonzentrationen im Reingas verkehrt proportional zum Abluftvolumen verhalten. So weist die Anlage A mit nur 3.500 Nm<sup>3</sup>/h die größten Konzentrationen auf, die Anlage B mit 63.000 Nm<sup>3</sup>/h, trotz überwiegender Verarbeitung von Hausmüll, die geringsten Konzentrationen.

### 5 ZUSAMMENFASSUNG

Die Ergebnisse der Abluftmessungen an vier mechanischen Abfallbehandlungsanlagen lassen sich wie folgt zusammenfassen:

- Die klimaschädigenden Gase CH<sub>4</sub> und N<sub>2</sub>O waren gerade noch messbar, relevante Emissionen sind aber keine vorhanden,
- Alle Staubmesswerte lagen deutlich unter dem Grenzwert von 10 mg/m<sup>3</sup>,
- Alle Messwerte für Ammoniak lagen deutlich unter dem Grenzwert von 20 mg/m<sup>3</sup>,
- Der Geruchsgrenzwert von 500 GE/m<sup>3</sup> wurde an drei der vier Anlagen unterschritten. Die Geruchsemissionen bei Gewerbemüll oder vorsortierten heizwertreichen Abfällen waren niedriger als bei Hausmüll. Die Geruchsemissionen bei reiner Hallenabsaugung waren wesentlich niedriger als im Aufbereitungsbetrieb,
- Der Halbstundenmittelwert an Ges. C mit 40 mg/m<sup>3</sup> wurde bei zwei Anlagen bei allen Messwerten eingehalten, bei einer Anlage bei neun von zehn Messungen, bei der vierten Anlage nur für Gewerbemüll aber nicht für Hausmüll. Der Tagesmittelwert an Ges. C mit 20 mg/m<sup>3</sup> wurde nur bei der Anlage B eingehalten, bei allen anderen Anlagen wurde er überschritten. Das Massenverhältnis betrug bei allen Anlagen < 100 g/Tonne<sub>Abfall</sub> und
- Die Schadstoffkonzentrationen verhalten sich verkehrt proportional zum Abluftvolumen. Die Anlage A mit 3.500 Nm<sup>3</sup>/h Abluftvolumen weist die höchsten Konzentrationen auf, die Anlage B mit 63.000 Nm<sup>3</sup>/h, trotz Hausmüllverarbeitung, die geringsten Konzentrationen.

Zu beachten ist, dass die Messungen in der kalten Jahreszeit stattgefunden haben und im Sommer tendenziell mit höheren Emissionen an Geruch und Ges. C zu rechnen ist.

### LITERATUR

- Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (2002) Richtlinie für die mechanisch-biologische Behandlung von Abfällen. Wien.
- Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (2012) Eckpunkte einer zukünftigen Regelung über Anlagen zur mechanisch-biologischen Behandlung, Arbeitspapier zur Besprechung am 26. Juni 2012, Wien.
- LUA Laboratorium für Umweltanalytik GmbH (2012) Emissionsmessungen an vier österreichischen mechanischen Abfallbehandlungsanlagen. Wien, unveröffentlicht.

# Inactive Asbestos Mine as a Disposal Site for Asbestos Waste

E. Gidarakos & K. Anastasiadou  
*Technical University of Crete, Chania, Greece*

**SUMMARY:** In the present work, an innovative approach to the disposal problem of asbestos wastes in Greece has been examined, through a risk assessment analysis of the inactive MABE asbestos mine and an evaluation of its suitability as a disposal site for asbestos wastes in the future.

## 1 INTRODUCTION

Asbestos caused many problems in the past due to our ignorance of its effects on human health. Despite the decision to end manufacture of Asbestos Containing Materials (known as ACMs) in European Countries, which generally has already stopped in Europe, it continues to be a major cause of disability and death due to occupational disease because of the long time of latency between tint exposure to asbestos and the subsequent development of cancer. Many buildings in Greece still contain asbestos products, which must be removed at some point in the near future.

The most common methodology of asbestos waste management is the disposal in special landfills for hazardous waste. However, identifying an appropriate location for the installation of these Landfills is difficult, due to the specific requirements that these sites must fulfill according to current legislation and to common operational difficulties.

The use of inactive mines (such as open pit mines and underground mines) as disposal sites for municipal and hazardous wastes has been examined intensely by developed countries of the European Union. The use of inactive mines has been accomplished with success in these countries, considering it as an easily applied technique of low risk and cost, in comparison to more common methods (Kaliampakos 2004).

It must be pointed out that even nowadays Greece has no special landfill sites for the disposal of toxic and hazardous waste. This means that all hazardous wastes, asbestos included, must be transferred abroad. This fact has enormous economical and environmental consequences for the Greek state. A suitable site must be found in the future that can serve as a disposal site for hazardous wastes. The case of the MABE asbestos mine represents an interesting case as a potential disposal site for asbestos wastes in the future.

## 2 THE MABE ASBESTOS MINE

The inactive Asbestos Mine of Northern Greece (known as MABE) is located at the Zidani Region in the Kozani Prefecture (Western Macedonia), situated only one kilometer south of the Aliakmonas River, the longest river in Greece, and the artificial lake Polyfyttou through which the Aliakmonas River flows. The MABE asbestos mine is located 40 km southwest of the city of Kozani. Due to presence of the asbestos mine in the area all the environmental means are exposed to enormous quantities of asbestos fibres. The operation of the mine started in 1982 and ended in February 2000. The asbestos mine belonged to a semi-private company and was controlled by the Greek State. The Asbestos Mine belonged to a semi-private company and was controlled by the Greek State.

Previous research has calculated the exploitable reserves of the asbestos mine to be around 100 million in tons (Karkanas 1995). During the operation of the mine, the capacity of the production factory was 100,000 tons per year (3.5 % of the entire world production) but, because of disposal problems and the diminishing promotion of asbestos products, the annual production oscillated between 50,000 and 80,000 tons. According to international statistical data, 70 million tons of the mineral serpentine were excavated from the asbestos mine, of which 881.000 tons of chrysotile asbestos were produced (Vafeiadou 2003). The region of the Asbestos Mine of Northern Greece covers an area of 4.14 km<sup>2</sup>. It is separated schematically into 4 structural units that consist of (Anastasiadou 2006):

- The mine area in which mineral exploitation took place using the open pit method (total area: 335,000 m<sup>2</sup>).
- The deposition area which originated from the process of asbestos in the plant and the sub-products from the mine's extraction (total area: 532,000 m<sup>2</sup>),
- The buildings facilities (total area: 25,000 m<sup>2</sup>) and
- The external area (total area: 3,500,000 m<sup>2</sup>).

### 3 MATERIALS & METHODS

#### 3.1 Risk assessment

In order to investigate the present asbestos pollution level and for the risk assessment analysis, measurements were made for the determination of asbestos fibres concentration in the atmosphere of the area of the mine and the nearby depositions.

Air sampling was performed according to the standard method for asbestos sampling – the NIOSH Method 7400 written by the National Institute of Occupational Safety and Health (Eller, 1994) for phase contrast microscopy (PCM) and according to the air sampling process described by the EU Directive 83/477/EC (EPA, 1993). During the measurement of free asbestos fibres using PCM, countable fibres are defined as particles with length > 5µm, width < 3µm and aspect ratio (length: width ratio) > 3:1 (Directive 1999/77/EC).

The sampling of asbestos dust, crude asbestos as well as rock serpentine was conducted. Scope of the sampling program was to determinate the diffusion of the free asbestos fibres into the external environment due to the operation of the mine. Soil samples were also taken from the depositions to determinate the concentration of asbestos in the fine grain size barren material. The samples were first observed optically and were analyzed afterwards with X-ray powder diffraction (XRD) according to the NIOSH Method 9000 asbestos by XRD (EPA 1993). A scanning electronic microscope (SEM) (FIII 1991) was also used and the suspect fibres were examined with an energy dispersive X-ray for their composition.

Water samples were examined by transmission electronic microscope (TEM) according to EPA/600R-94/134 (Brackett et al. 1994). This test method is recommended when aiming to determine the presence and quantification of asbestos structures in drinking water samples (HSE 2001).

#### 3.2 Construction of a pilot plan & Remediation acts

Beside the risk assessment analysis of the MABE asbestos mine an evaluation of its suitability as a disposal site for asbestos wastes in the future were carried out regarding the technical requirements of a special landfill.

The selection of a suitable place for the construction of a disposal site for asbestos wastes involves, first of all, the examination of geographic parameters (Gidakos 2006). Research for the detection of potential locations for the construction of disposal sites starts, once the geographic criteria been determined. The potential disposal sites must complete several characteristics which were determinate during the investigative work, accomplished in this present work. These following parameters were determined: (1) Topographic characteristics, (2) Geological characteristics, (3) Geotechnical characteristics, (4) Hydrological characteristics, (5) Climatic data, (6) Hazardous substances in soil, rock and water samples.

During the construction of a disposal site for asbestos waste in the MABE asbestos mine area has to be restored. In order to have an effective asbestos management program, it is necessary to establish clear lines of responsibility and implementation.

## 4 RESULTS

### 4.1 Risk assessment

In the past, sampling and analysis for the determination of air and water pollution coming from the asbestos mine have been carried out in the wider region. The concentration of asbestos fibres in the open air (measured at various places inside the mine region) is very high in comparison to the maximum permissible limits (Anastasiadou 2006).

Tab. 1: Concentration of asbestos fibres in air (Gidarakos 2006)

Sampling Location	Concentration of asbestos fibres (f/ cm <sup>3</sup> )							P.L. (f/cm <sup>3</sup> ) before asbestos management	P.L. (f/cm <sup>3</sup> ) after asbestos management
	2005	2004	1999	1998	1997	1996	1995		
Mine	0.12	0.13	0.15	0.13	0.14	0.15	0.27		
Deposition	0.16	0.14	-	-	-	-	-	< 0. 1	
Building Facilities	0.17	0.16	0.57	0.46	0.65	0.47	0.54		< 0.01
External Environment	0.10	0.09	0.15	0.18	0.12	0.10	0.12		

P.L.: Permissible Level

Table 1 presents the average values of previous measurements (1995 – 2005) of asbestos fibre concentrations in the air taken during the operation of the mine and five years after the mining activity had stopped. It must be pointed out, that the values of asbestos concentrations increased during the five years. Analysis has revealed that the existing asbestos fibre concentration in inhaled air meets the highest permitted level set by the World Health Organization (WHO).

The nearby Aliakmonas River and the artificial lake Polyfytyou, which supply the city of Thessalonica with potable water, have also been contaminated by asbestos fibres (Anastasiadou 2006).

Table 2 presents the concentration of asbestos fibres in the water of the Aliakmonas River and the artificial lake Polyfytyou in the years 1993 and 2007. The asbestos fibres concentration is over the permitted level set by EPA in every examined sample. Water samples taken, in the past, from locations a few kilometers from the depositions of waste materials had concentrations that varied from 8 to 36 million f/litre (Anastasiadou 2006). Additional water samples taken by the Technical University of Crete, in June 2005 and in March 2007 at the locations Metoxi Panagia, Auvrika, Saint Athanafios, Saint Barbara and the Serbia Bridge also contained high concentrations of asbestos fibres, especially the year 2007 (Gidarakos 2009).



Tab. 2: Concentration of asbestos fibres in water (Gidarakos 2009)

Sample Nr.	Sampling Point	Sampling Location	Asbestos fibres (10 <sup>6</sup> f/litre)	Year	Permissible Level (10 <sup>6</sup> f/litre)
WS 1	Metoxi Panagia (1.2 km)	Aliakmonas River	24.0	2007	
WS 2	Auvrika (1.6 km)	Aliakmonas River	38.9	2007	
WS 3	Saint Athanasios (0.7 km)	Periodical Stream	21.4	2007	
WS 4	Saint Barbara (40 km)	Aliakmonas River	8.5	2005	7*
WS 5	Bridge Serbia (18 km)	Polyfytou Lake	14.3	2005	
WS 6	Dam Sfikia (36 km)	Aliakmonas River	7.8	1993	
WS 7	Bridge Rymnio (4 km)	Polyfytou Lake	37.4	1993	

\*US EPA, Environmental Protection Agency

#### 4.2 Construction of a pilot plan & Remediation acts

Nowadays, according to two European projects (the LIFE 03ENV/GR/00214 Project and the EPPER Project), restoration acts of the MABE asbestos mine and the deposition area were conducted). Aim of these projects was the sanitation of the building facilities inside the asbestos mine area and the construction of a pilot disposal site inside this area, with a capacity ranging from 100 to 1,000 tons.

The results of the present research proved the suitability of the MABE asbestos mine for the construction of a disposal site for asbestos wastes. The geological investigations showed at the potential sites for the construction of a pilot disposal site, ultrabasic rocks of ophiolite complex were prevalent, which have been intensely serpentinized and converted into the fibrous shape of serpentine (asbestos). Concentrations of hazardous substances such as heavy metals in the soil oscillate at low levels, with the exception of the concentrations of nickel and chrome which are high.

A pilot disposal site was constructed in the northeastern site of mine with a total area of 11,000 m<sup>2</sup>. An amount of 300 tons of asbestos waste was deposited during the LIFE project. The entire area of the cell is 2,500 m<sup>2</sup> and the capacity reaches about 75,000 tons of solidified asbestos waste (Prefecture of Kozani 2012).



Fig. 1: View the construction of the pilot disposal site for asbestos waste (Prefecture of Kozani 2012)

After the construction of the pilot disposal site, the restoration of MABE asbestos mine depositions started, which were divided into 2 phases. The first phase included stabilization of deposition area by creating levels, configuration of the mine, placing topsoil and laying on them and then planting them with appropriate, for the region, species of plants (Prefecture of Kozani 2012).



Fig 2: View of the restoration works of the deposition (Prefecture of Kozani 2012)

The case of the asbestos mine of northern Greece represents an interesting case as a potential disposal site for asbestos wastes in the future. The disposal site has to be designed according to the topographic imprint. In many cases the site topography can be modified so that it ensures the proper operation of the disposal site (for example, the construction of flood-preventing measures or an alteration to the configuration of the slopes). It must be pointed out, that the main substructure needed for the construction of a disposal site, such as building facilities, and electricity and water supply, already exist in the MABE asbestos mine.

## 5 CONCLUSIONS

In the present work, an innovative approach to the disposal problem of asbestos wastes in Greece has been examined, through a risk assessment analysis of the inactive MABE asbestos mine and an evaluation of its suitability as a disposal site for asbestos wastes in the future.

## REFERENCES

- Anastasiadou, K. & Gidarakos, E. (2006) Toxicity Evaluation for the broad area of the Asbestos Mine of Northern Greece, *Journal of Hazardous Materials A139*, 9-18.
- Brackett, K.A., Clark, P.J. & Millette, J.R. (1994) *Method 100.2. Determination of Asbestos Structures over 10 $\mu$ m in Length in Drinking Water*, Office of Research and Development U.S. EPA, Cincinnati, OH, USA.
- Development Company of West Macedonia – DCWM. (2002) *Study of the Development of the broad area of MABE*, Kozani, Greece.
- Directive 1999/77/EC (1999) Adapting to technical progress for the sixth time—Annex I to Council Directive 76/769/EEC on the approximation of the laws, regulations and administrative provisions of the Member States relating to restrictions on the marketing and use of certain dangerous substances and preparations (asbestos).
- Eller, P.M. (ed. 4) (1994) NIOSH Manual of Analytical Methods, 94-113.
- Environmental Protection Agency (1992) *Preparation of Soil Sampling Protocols: Sampling Techniques and Strategies* (EPA/600/R-92/128), Washington DC, USA.
- Environmental Protection Agency (1993) *Test Method for the Determination of Asbestos in Bulk Building Materials* (EPA/600/R-93/116), Washington DC, USA.
- Federation of Industrial Injuries Insurance Institutions – FIIII (1991) *Method for the Separate Determination of Asbestos and Other Inorganic Fibres: Raster Electron Microscopic Method* (ZHI/120/46), Sankt Augustin, Germany.
- Gidarakos, E., Anastasiadou, K. & Koumantakis, E. (2006) Technical Report: *Conduction of Geotechnical Measurements Concerning the Mechanical Conditions of the MABE Asbestos Mine and the Quality of Water*, LIFE 03ENV/GR00214 for the Utilization of the MABE Asbestos Mine as a Disposal Site for Asbestos Wastes, Technical University of Crete, Chania, Greece.
- Gidarakos, E., Anastasiadou, K., Koumantakis, E. & Kalderis, D. (2009) Asbestos Pollution in an Inactive Mine: Determination of Asbestos Fibers in the Deposition Tailings and Water, *Journal of Hazardous Materials 167*, 1–3,1080-1088.

- Gidarakos, E., Anastasiadou, K., Koumantakis, E. & Stappas, N. (2008b) Investigative Studies for the Use of an Inactive Asbestos Mine as a Disposal Site for Asbestos Wastes, *Journal of Hazardous Materials* 153, 955-965.
- Health Safety Executive (1995) Methods for the Determination of Hazardous Substances 39/4. In: *Asbestos Fibres in Air Sampling and Evaluation by Phase Contrast Microscopy under the Control of Asbestos at Work Regulations*, Health and Safety Laboratory.
- Health Safety Executive (2001) *Surveying, sampling and assessment of asbestos-containing materials* MDHS 100, HSE Books.
- Kaliampakos, D., Mavropoulos, M. & Prousiotis, J. (2004) *Abandoned Mines as Hazardous Waste Repositories in Europe*, National Technical University of Athens, Athens, Greece.
- Karkanias, P. (1995) The slip-fiber chrysotile asbestos deposit in the Zidani area, northern Greece, *Ore Geology Reviews* 10, 19-29.
- Papaioannou, D., Arampatsoglou, E. (1982) *Environmental Risk Assessment of MABE at Zidani in the Prefecture Kozani*, Athens, Greece.
- Prefecture of Kozani (2012) *The environmental restoration of the MABE asbestos mine* (<http://www.greenasbestosmine.gr>).
- Vafeiadou, A. (2003) *Asbestos*, Ministry of Labor and Social Affairs, Greece, European Conference.

# Verfahren zu Chemikalienabbau und Sterilisation infektiöser Abwässer

R. Sarc, K.E. Lorber & S. Gesslbauer

*Institut für Nachhaltige Abfallwirtschaft und Entsorgungstechnik (IAE), Montanuniversität Leoben, Leoben, Österreich*

H. Katschnig & G. Staber

*METEKA GmbH, Judenburg, Österreich*

**KURZFASSUNG:** Dieser Beitrag beschreibt einen technischen Ansatz für die kürzlich getestete Methode der Sterilisation und Anodischer Oxidation von infektiösem Abwasser aus medizinischen, pharmazeutischen und chemischen Einrichtungen (z.B. Labor) und zeigt ebenfalls die Resultate in Hinblick auf Effizienz und Abbauraten. Infektiöse Abwässer weisen aufgrund ihres Schadstoffgehalts ein relativ hohes Gefährdungspotential auf. Diese Schadstoffe haben z.T. eine komplexe Struktur, sind sehr stabil sowie persistent (diese Eigenschaft wird z.B. für die Einlagerung von Medikamenten benötigt) und sind ohne entsprechende Vorbehandlung in Kläranlagen sehr schwer abbaubar. Eines der Hauptprinzipien für funktionierende Hygiene und Umweltschutz ist die Prävention und Limitierung des Infektionsrisikos direkt an der Quelle. Diesem und vielen anderen Prinzipien folgend, konzentrieren das IAE und die METEKA GmbH ihre Forschung unter anderem auf den Abbau von Chemikalien, Keimen und Arzneimitteln. Unter Verwendung einer Kombination innovativer Technologien, d.h. des bekannten METEKA Sterilisationssystems mit der Anodischen Oxidation mittels bordotierter Diamantelektroden, entwickelt am IAE, wurden die praktischen Tests mit carbamazepingespiktem Trinkwasser durchgeführt. Das Sterilisationssystem sorgt für die vollständige Sterilisation der infektiösen Abwässer und die in Serie geschaltete Anodische Oxidation produziert Oxidationsmittel (z.B. OH-Radikale) aus dem Abwasser und den darin enthaltenen Schadstoffen und sorgt damit für einen Abbau der enthaltenen Arzneimittel. Dieser Beitrag gibt einen Überblick über die europäischen und nationalen Rechtsgrundlagen in Bezug auf medizinische Abfälle, die Statistiken über die Mengen an in Österreich produzierten medizinischen Abfällen, die derzeit bekannten Behandlungsmöglichkeiten für infektiöse Abwässer, eine Beschreibung der verwendeten Technologien (Sterilisation und Anodische Oxidation), das technische Design sowie die Beschreibung der Durchführung, der Ergebnisse und der Auswertung der experimentellen Versuche.

## 1 EINLEITUNG

Infektionskrankheiten gehören zu den häufigsten Todesursachen weltweit. Insbesondere die folgenden fünf Erkrankungen fordern häufig Todesopfer:

- Atemwegserkrankungen,
- Durchfallserkrankungen,
- HIV
- Tuberkulose und
- Malaria.

Vor allem für die Kinder bis zum ungefähr fünften Lebensjahr stellen Lungenentzündungen und Durchfallserkrankungen ein großes Gefahrenpotential dar. Sie waren z.B. 2008 für insgesamt 18 % (Lungenentzündung) bzw. 15 % (Durchfallserkrankungen) der Todesfälle in der oben erwähnten Altersgruppe verantwortlich.

Die Anzahl der Menschen weltweit, welche mit HIV infiziert sind, erreichte im Jahr 2009 schätzungsweise 33,3 Millionen Menschen – 23 % höher im Vergleich zu 1999. Im Jahr 2009 kam es zu ungefähr 2,6 Millionen Neuinfektionen und 1,8 Millionen HIV/AIDS verwandten Todesfällen. Allerdings scheint der globale Gesamtzuwachs des Virus mit einer jährlichen ständig rückläufigen Anzahl an neuen HIV Infektionen stabilisiert zu sein.

Um diese und viele weitere Krankheiten erfolgreich zu bekämpfen, ist es notwendig, ihre Eigenschaften und Übertragungswege genau zu definieren. Eine der wichtigsten Maßnahmen ist es, wenn die Keime und potentiellen Krankheitserreger bereits am Ort ihrer Entstehung beseitigt werden.

Krankheiten, die erst während der Behandlung im Krankenhaus auf den Patienten übertragen werden, nennt man Krankenhausinfektionen oder nosokomiale Infektionen. Sie finden sich, je nach Typ und Ausstattung eines Akutkrankenhauses bei 3 – 14 % der Patienten, in Anstalten für chronisch Kranke sogar bis zu 60 %. Etwa 70 % der Krankenhausinfektionen entfallen auf operative Fächer. Drei wichtigste Krankenhausinfektionen nach ihrer Häufigkeit sind die Harnwegsinfekte, die postoperative Wundinfekte sowie die Infektionen der tiefen Atemwege (Metzka GmbH 2010a, World Health Organization 2011).

## 2 GESETZLICHE GRUNDLAGEN

In diesem Kapitel werden die wichtigsten europäischen und österreichischen gesetzlichen Bestimmungen näher erläutert.

### 2.1 ADR

Das ADR (Europäisches Übereinkommen über die internationale Beförderung gefährlicher Güter auf der Straße; Abkürzung von Accord européen relatif au transport international des marchandises Dangereuses par Route) gibt Auskunft über die Vorschriften für die Beförderung von gefährlichen Gütern im Straßenverkehr. Das Übereinkommen wurde von der Wirtschaftskommission für Europa der Vereinten Nationen (UNECE) erstellt.

In der Anlage A des ADR sind jene Güter festgelegt, deren Beförderung verboten oder nur unter bestimmten Bedingungen gestattet ist. Hierzu werden die gefährlichen Güter in neun Klassen unterteilt. Für Abfälle aus dem medizinischen Bereich ist die Kategorie 6.2 („Ansteckungsgefährliche Stoffe“) von Bedeutung.

Von den Bestimmungen des ADR ausgenommen sind u.a. Stoffe, mit neutralisierten oder deaktivierten Krankheitserregern, die kein Gesundheitsrisiko mehr darstellen. Durch Sterilisation werden Krankheitserreger soweit deaktiviert, dass keine Gesundheitsgefährdung mehr vorhanden ist. Aus diesem Grund unterliegen sterilisierte Abfälle nicht mehr den Regelungen des ADR und können gemeinsam mit dem Siedlungsabfall gesammelt und transportiert werden. Ebenso kann sterilisiertes Abwasser aus dem medizinischen Bereich über die kommunale Kanalisation abgeführt werden (UNECE 2011).

### 2.2 Abfallwirtschaftsgesetz

Abgeleitet von der europäischen Abfallrahmenrichtlinie stellt das österreichische Abfallwirtschaftsgesetz die Grundlage für den Umgang mit gefährlichen und nicht gefährlichen Abfällen in Österreich dar (BMLFUW 2011a).

In engem Zusammenhang mit dem Abfallwirtschaftsgesetz stehen Verordnungen, von denen u.a. die „AEV Medizinischer Bereich“ für medizinische Abfälle von Bedeutung ist.

Die AEV-Medizinischer Bereich (BMLFUW 2003) regelt die Begrenzung von Abwasseremissionen aus Krankenanstalten, Pflegeanstalten, Kuranstalten und Heilbädern. Neben dem klassischen Bereich Krankenhaus sind auch Einrichtungen wie Rehabilitationskliniken, Dialysezentren, Pathologien, Einrichtungen der Labormedizin, Arzt- und Zahnarztpraxen, Ambulatorien etc. von dieser Verordnung betroffen. Grenzwerte für Arzneimittel (z.B. Carbamazepin) sind in der derzeitigen Gesetzgebung jedoch nicht zu finden.

## 3 ABFÄLLE AUS DEM MEDIZINISCHEN BEREICH IN DER UMWELT

### 3.1 Abfallmengen aus dem medizinischen Bereich in Österreich

Das Abfallaufkommen der Abfälle aus dem medizinischen Bereich (ohne kommunalen Anteil) betrug für das Jahr 2008 rund 65.000 Tonnen und für das Jahr 2009 rund 49.300 Tonnen. Der

Anteil an gefährlichen Abfällen belief sich dabei auf etwa 5 % für das Jahr 2008 und auf 4,4 % für das Jahr 2009 (BMLFUW 2009; BMLFUW 2011b).

In Tab.1 wird die Veränderung im Abfallaufkommen aus dem medizinischen Bereich vom Jahr 2008 auf das Jahr 2009 aufgezeigt. Für die Bezeichnung der Abfälle werden in Österreich nach wie vor die Schlüsselnummern (SN) der ÖNORM S 2100 verwendet.

Tab. 1: Abfallaufkommen im medizinischen Bereich im Vergleich vom 2008 zu 2009 (BMLFUW 2009; BMLFUW 2011b)

SN	Abfallbezeichnung	2008 [t]	2009 [t]	Änderung
97101	Abfälle, die innerhalb und außerhalb des medizinischen Bereiches eine Gefahr darstellen können, z.B. mit gefährlichen Erregern behafteter Abfall gemäß ÖNORM S 2104 – gefährlich	1.449	2.149	+ 48 %
97102	desinfizierte Abfälle, außer gefährliche Abfälle	0	3.974	-
97103	Körperteile und Organabfälle	176	498	+ 182 %
97104	Abfälle, die nur innerhalb des medizinischen Bereiches eine Infektions- oder Verletzungsgefahr darstellen können, gemäß ÖNORM S 2104	61.219	41.904	- 32 %
97105	Kanülen und sonstige verletzungsgefährdende spitze oder scharfe Gegenstände, wie Lanzetten, Skalpelle u. dgl., gemäß ÖNORM S 2104	323	747	+ 131 %
Gesamt		64.988	49.272	- 24 %

Die Verringerung des Abfallaufkommens (2008:2009 = -24 %) resultiert aus dem Einsatz neuer Technologien bei der Entsorgung von Nassabfällen im Krankenhausbereich, wodurch eine Gewichtsreduktion erreicht wird. Außerdem werden Abfälle vermehrt durch Desinfektion und Sterilisation behandelt, wodurch sie anschließend (unter genau definierten Voraussetzungen) nicht mehr zu den gefährlichen Abfällen gezählt werden müssen.

### 3.2 Arzneimittel im Abwasser

Arzneimittel haben, trotz ihrer vergleichsweise geringen Mengen ( $\mu\text{g/L}$ -Konzentrationen), einen Einfluss auf das Ökosystem Wasser. Sie gelangen über folgende Pfade in die Umwelt: Kläranlagen, Agrarbereich, Krankenhäusern und Pflegeanstalten, Pharmaproduzenten, Entsorgung usw. (Schleip 2012).

Für das gegenständliche Projekt wurde das Arzneimittel Carbamazepin als Leitsubstanz verwendet. Carbamazepin ist ein pharmakologischer Wirkstoff, der hauptsächlich zur Behandlung von epileptischen Erkrankungen eingesetzt wird. Es zählt daher zur Indikationsgruppe der Antiepileptika. Weitere Anwendungsgebiete sind die Behandlung von Trigeminusneuralgien (Gesichtsschmerzen) sowie der Einsatz als Antidepressivum (Lebensministerium 2009; Umweltbundesamt 2012).

Carbamazepin ist eines der am häufigsten eingesetzten Antiepileptika in Österreich und auch weltweit. Aufgrund seiner chemischen Struktur und Stabilität ist Carbamazepin nur zum Teil biologisch abbaubar und es gelangt meistens praktisch unverändert in das Ökosystem Wasser.

## 4 AUSGEWÄHLTE BEHANDLUNGSVERFAHREN

Abhängig von der Menge, Art, Zusammensetzung und der vorhandenen Technologie sowie vom Gefährdungspotential werden die Abfälle direkt am Entstehungsort oder in dessen unmittelbarer Nähe (d.h. „dezentrale Behandlung“) z.B. vorbehandelt oder nach der ordnungsgemäßen Sammlung, Zwischenlagerung und dem Transport in einer zentralen Behandlungsanlage (z.B. Müllverbrennungsanlage, Kläranlage usw.) beseitigt.

Der Vorteil einer zentralen Behandlung liegt u.a. in einer höheren Effizienz durch die Umsetzung größerer Mengen (Tonnen/h), der Nachteil sind allerdings höhere Kosten durch Sammlung

und Transport. Eine Übersicht über einige sowohl zentral als auch dezentral eingesetzte Behandlungsverfahren ist in Tab.2 gegeben.

Tab. 2: Behandlungsverfahren für flüssige und feste medizinische Abfälle

Flüssige Abfälle	Feste Abfälle
Sterilisation/Desinfektion	Sterilisation/Desinfektion
Ozonierung	Mikrowellenbehandlung/Autoklavierung
Chemische Oxidation	Nassoxidation
Anodische Oxidation	Bestrahlung
Behandlung in der Kläranlage	Verbrennung

#### 4.1 Sterilisation

Ziel des für die allgemeine Hygiene wichtigen Verfahrens der Desinfektion ist es, die vorhandenen Mikroorganismen zu einem großen Teil abzutöten oder irreversibel zu inaktivieren und damit die Infektionskette zu unterbrechen.

Im Gegensatz zur Desinfektion zielt die Sterilisation auf eine vollständige Beseitigung der vorhandenen Mikroorganismen (einschließlich ihrer Sporen sowie Viren, Prionen, Plasmiden und DNA-Fragmenten) ab.

Die Durchflussterilisation dient der Abtötung von Mikroorganismen in Abwässern. Dabei wird das Medium auf eine Temperatur von ca. 140 °C erhitzt und für einen definierten Zeitraum auf dieser Temperatur gehalten, wodurch der Abbau der Mikroorganismen erfolgt.

Die Durchflussterilisation arbeitet in einem Wirkungsbereich ABCD und kann Keime der Resistenzstufen I bis VI abtöten (Hahn et al. 2005, Meteka GmbH 2010a, Flamm et al. 1999).

Der für die Versuche verwendete Sterilisator der Firma Meteka (Medister 510) ist ein Unter-tisch-Abwasser-Sterilisationsgerät und dient zur vollautomatischen Sterilisation von kontinuierlich und diskontinuierlich anfallenden infektiösen Flüssigkeiten von bis zu 24 Liter pro Stunde.

Infektiöse Flüssigkeiten, die auch Feststoffe mit einer maximalen Korngröße von 0,5 mm enthalten dürfen, werden im Batch-Verfahren für zwei Minuten auf 140 °C aufgeheizt und dabei zuverlässig sterilisiert. Nach dem Abkühlen wird die sterilisierte Flüssigkeit in das Kanalnetz abgegeben (Meteka GmbH 2010b).

#### 4.2 Anodische Oxidation

Der Prozess der anodischen Oxidation ist ein elektrochemischer Oxidationsprozess. Durch die hohe Überspannung der Diamantelektrode im Vergleich zu anderen Elektroden werden bei der Elektrolyse unter anderem Hydroxylradikale erzeugt. Die für die Versuche eingesetzte Elektrode ist eine bordotierte Diamantelektrode der Firma Proaqua mit einer Gesamtfläche von 42 cm<sup>2</sup> (Proaqua GmbH 2012). Durch die an den Diamantelektroden entstehende Spannung werden an deren Oberfläche Oxidationsmittel erzeugt, welche für den Abbau u.a. der Arzneimittel sorgen.

Für einen guten Arzneimittelabbau durch die Anodische Oxidation ist sowohl eine ausreichende Leitfähigkeit (ca. 2.000 µS/cm) sowie ein entsprechender Ladungseintrag (ca. 0,3 Ah/Liter) notwendig (Lebensministerium 2009, Proaqua GmbH 2012).

### 5 FALLBEISPIEL UND ERGEBNISSE

Ziel des gegenständlichen Projektes war es, die Eignung einer Kombination von Verfahren (Sterilisation und Anodische Oxidation) für den Chemikalien- und Arzneimittelabbau zu untersuchen und den Grad des Arzneimittelabbaus zu ermitteln. Des Weiteren sollte festgestellt werden, welches Salz (Natriumchlorid oder Natriumhydrogencarbonat) für die Aufsatzung des Abwassers am besten und effizientesten geeignet ist und welche Menge an Salz für die Einstellung des Parameters elektrische Leitfähigkeit, die eine der Anforderungen für die Funktionsweise der Anodischen Oxidation ist, notwendig ist. Um diese und weitere wichtige Herausforderungen der Technologie zu erforschen, wurden die Versuche mit unterschiedlichen Einstellungen durchgeführt, um deren Einfluss auf den Arzneimittelabbau zu ermitteln. Die Versuche wurden mit dem mit Carbamazepin gespiktem Trinkwasser umgesetzt.

### 5.1 Vorversuche

Die Vorversuche wurden durchgeführt, um die benötigte Salzkonzentration für die Einstellung einer elektrischen Leitfähigkeit von ungefähr  $2.000 \mu\text{S}/\text{cm}$  zu ermitteln, sowie um die Temperaturabhängigkeit der Leitfähigkeit dieser Lösungen zu bestimmen.

Die Abhängigkeit der elektrischen Leitfähigkeit von der Salzkonzentration für Natriumchlorid (links) und Natriumhydrogencarbonat bei einer Temperatur von  $25 \text{ }^\circ\text{C}$  wurde untersucht. Daraus ergab sich, dass für die gewünschte elektrische Leitfähigkeit eine Konzentration von rd.  $0,9 \text{ g/Liter}$  Natriumchlorid bzw. rd.  $1,1 \text{ g/Liter}$  Natriumhydrogencarbonat benötigt werden.

Da das Abwasser nach der Sterilisation eine Temperatur von ca.  $50 - 60 \text{ }^\circ\text{C}$  hat, war es notwendig den Zusammenhang der elektrischen Leitfähigkeit der Lösungen und steigender Temperatur zu untersuchen. In beiden Fällen steigt die Leitfähigkeit bei einem Temperaturanstieg von  $25 \text{ }^\circ\text{C}$  um über  $50 \%$  an, d.h. pro steigendem  $^\circ\text{C}$  des Mediums steigt die elektrische Leitfähigkeit um rd.  $2 \%$ .

### 5.2 Versuchsaufbau und -durchführung

Der Versuchsaufbau ist in Abb.1 schematisch dargestellt.

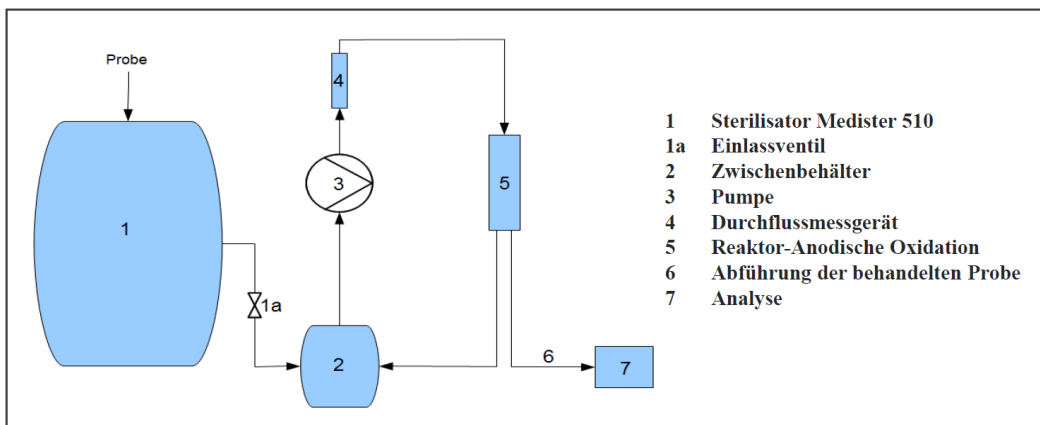


Abb. 1: Schematischer Versuchsaufbau

Für die Herstellung der Probe (gespiktes Trinkwasser) wurde eine Tablette Tegretol<sup>®</sup> (enthält  $200 \text{ mg}$  Carbamazepin) in einem Liter Wasser aufgelöst und diese Lösung anschließend auf eine Carbamazepinkonzentration von  $20 \mu\text{g}/\text{Liter}$  (in Abwässern aus dem medizinischen Bereich finden sich Konzentrationen von  $1 - 46 \mu\text{g}/\text{Liter}$  (Lebensministerium 2009)) verdünnt.

Anschließend wurden zwei Proben hergestellt und die notwendige Salzmenge zudosiert, um eine elektrische Leitfähigkeit von  $2.000 \mu\text{S}/\text{cm}$  einzustellen (einmal mit  $\text{NaCl}$  und einmal mit  $\text{NaHCO}_3$ ). Nach der Behandlung des gespikten Wassers im Sterilisator (Zeit:  $2 \text{ min}$ ,  $T_{\text{max}}$ :  $140 \text{ }^\circ\text{C}$ ,  $p$ :  $4 \text{ bar}$ ) wurde die Probe in einem Zwischenbehälter gesammelt. Von diesem Behälter aus wurde die Probe mittels Anodischer Oxidation im Batchbetrieb mit einem Volumenstrom von rd.  $50 \text{ Liter/h}$  behandelt. Die entnommenen Proben wurden nach der Behandlung gekühlt und durch das Labor für organische Analysen des Umweltbundesamtes nach Carbamazepin analysiert.

### 5.3 Versuchsergebnisse

Die Analysen zur Bestimmung des Carbamazepingehalts wurden vom Labor für organische Analysen des Umweltbundesamtes durchgeführt. In der Ausgangsprobe wurden  $21 \mu\text{g}/\text{Liter}$  Carbamazepin gemessen (vgl. Tab. 3).



Tab. 3: Analysenergebnisse

Nr.	Bemerkung	Carbamazepinkonz. [µg/Liter] (NaCl)	Abbau [%]	Carbamazepinkonz. [µg/Liter] (NaHCO <sub>3</sub> )	Abbau [%]
P0	Ausgangsprobe	21	0	21	0
P1	Nach Sterilisation	21	0	19	9,5
P2	Ladungseintrag 0,3 Ah/Liter	1,4	93,3	1,5	92,9
P3	Ladungseintrag 0,6 Ah/Liter	0,086	99,6	0,22	99,0
P4	Ladungseintrag 0,9 Ah/Liter	0,16	99,2	0,045	99,8

Die Carbamazepin-Konzentration von P4 (NaCl) stellt einen Ausreißer dar, da während des Versuches ein kurzer Stromausfall aufgetreten ist und dadurch das System gestört worden war.

Es ist jedoch ersichtlich, dass es bei einem Ladungseintrag von 0,3 Ah/Liter bereits zu einem Abbau von ca. 93 % kommt. Ein Ladungseintrag von 0,6 Ah/Liter führt bereits bei beiden Proben (NaCl und NaHCO<sub>3</sub>) zu einem Abbau von 99 %. Ein solcher Abbau ist mehr als ausreichend. Den Ladungseintrag auf 0,9 Ah/Liter zu erhöhen, ist also nicht notwendig.

Die Anodische Oxidation liefert mit den hier gezeigten Parametern sehr gute Ergebnisse. Es kann daraus geschlossen werden, dass die Anodische Oxidation bzw. die Kombination von Sterilisation mit Anodischer Oxidation für den Abbau von Arzneimitteln gut geeignet ist.

## 6 SCHLUSSFOLGERUNG

Die Resultate der Versuche mit der Leitsubstanz Carbamazepin zeigen, dass die angeführte Methode ein nützliches Verfahren für die Behandlung von Abwässern aus dem medizinischen Bereich darstellt. Durch Verwendung der Kombination von Sterilisation und Anodischer Oxidation sind Abbauraten > 99 % für schwer abbaubare Arzneimittel, die nicht in kommunalen Kläranlagen entfernt werden können, erreichbar. Eine Hochrechnung der erreichten Resultate (24 Liter/h) auf realistischere Gegebenheiten (100 Liter/h) ist in Vorbereitung. Laut den Testergebnissen hat die Erhöhung der Salzkonzentration der behandelten Probe mittels NaCl (< 1 g/Liter) für die Einstellung der elektrischen Leitfähigkeit auf 2000 µS/cm keine signifikanten, schädlichen Wirkungen auf die Umwelt. Ein Problem stellt jedoch die geringe Energieeffizienz der Bordotierten Diamantelektroden (Energieverbrauch > 0,3 Ah/Liter) dar.

## LITERATUR

- BMLFUW (2011a) *Bundesgesetz über eine nachhaltige Abfallwirtschaft (Abfallwirtschaftsgesetz 2002 – AWG 2002)*, BGBl. I Nr. 102/2002 zuletzt geändert durch BGBl. I Nr. 9/2011.
- BMLFUW (2003) *AEV Medizinischer Bereich BGBl. II Nr. 268/2003*.
- BMLFUW (2009) *Die Bestandsaufnahme der Abfallwirtschaft in Österreich. Statusbericht 2009*.
- BMLFUW (2011b) *Bundes-Abfallwirtschaftsplan 2011*.
- Flamm, H. & Rotter, M. (Hrsg.) (1999) *Angewandte Hygiene in Krankenhaus und Arztpraxis*. Verlag: Wilhelm Mandrich, 41-58, 77-81.
- Hahn, H., Falke, D., Kaufmann, S.H.E. & Ullmann, U. (Hrsg.) (2005) *Medizinische Mikrobiologie und Infektiologie*. Springer Medizin Verlag, Heidelberg, 166-168.
- Lebensministerium (2009) *Behandlungsverfahren für Arzneimittel und Industriechemikalien in Abwässern*.
- Meteka GmbH (2010a) *Meteka Training Guide – Mikrobiologie*.
- Meteka GmbH (2010b) *Gerätebeschreibung Medister 510*.
- Proaqua GmbH (2012) *Allgemeine Technologiebeschreibung*.
- Schleip A. (2012) Proseminar zum Thema Chirurgie und Hygiene. Am Institut für industrielle Anwendungen in der Informatik und Mikrosystemtechnik (IAIM), 6-7.
- Umweltbundesamt (2012) *Fact Sheet Carbamazepin*.
- Economic Commission for Europe (UNECE) (2011) *Europäisches Übereinkommen über die internationale Beförderung gefährlicher Güter auf der Straße (ADR)*. BGBl. Nr. 522/1973 zuletzt geändert durch BGBl. III Nr. 43/2011.
- World Health Organization (2011) *World health statistics 2011*. 14-17.

# Treatment and Disposal of NORM-Contaminated Oil Field Waste

R.B. Richter

Department Manager, Abu Dhabi Oil Refining Company TAKREER, Ruwais, United Arab Emirates

**ABSTRACT:** NORM/TE-NORM wastes such as in particular radioactive scales and slurries/sludge are generated in the oil field and petrochemical industry in considerable amounts. Currently adequate treatment and disposal technologies are not commonly applied. This paper basically draws attention to the problem and reviews basic principles, applicability, advantages and limitations of NORM waste treatment and disposal.

## 1 INTRODUCTION

Wastes contaminated with radioisotopes, generated in the basic materials industry, are typically from metal mining such as for nickel, copper, gold and noble earths, but also from processing of zircon and monazite sands. In the oil- and gas industry radio-toxic wastes are also known as a by-product from deep drilling activities. The knowledge about the existence of such wastes from the oil and gas industry is almost as old as the industry itself. Owing to various reasons a consensus between the regulating authorities and the operating industry was arranged in many countries in particular with regard to handling and disposal of off-shore generated wastes.

All these radioactive wastes from the non-nuclear industry are commonly described as NORM (Naturally Occurring Radioactive Materials). Wastes generated from crude oil refineries and from the petrochemical industry, but also radioactive residues from incineration and other technical processes, are often referred to as TE-NORM (Technologically-Enhanced NORM), accordingly. Relevant for NORM und TE-NORM wastes are the decay series of <sup>232</sup>Thorium and <sup>238</sup>Uranium, as shown in fig. 1. In particular the radioisotopes of the alkaline earth metal radium, in particular <sup>226</sup>Ra and <sup>228</sup>Ra, appear mainly in the oil industry, whilst in the gas industry, in refineries or in the associated petrochemical industry the decay products of the short-half-life noble gas <sup>222</sup>Radon such as <sup>210</sup>Polonium and <sup>210</sup>Lead occur more commonly.

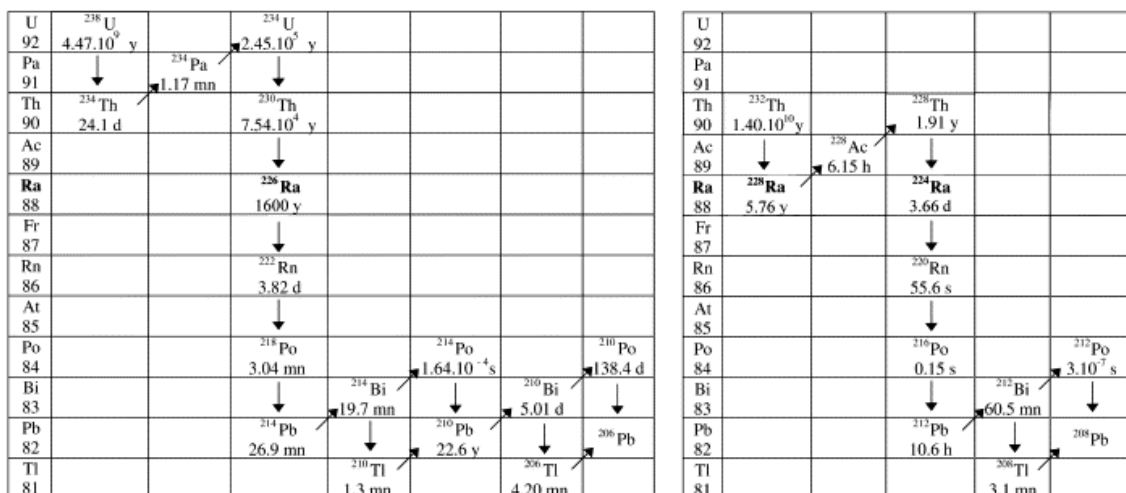


Fig. 1: Decay series of <sup>232</sup>Thorium and <sup>238</sup>Uranium (Rihs and Condomines 2002)

## 2 NORM/TE-NORM FROM THE OIL FIELD AND PETROCHEMICAL INDUSTRY

Within the oil field and petrochemical industry (including crude oil refineries) basically two main types of NORM/TE-NORM-contaminated wastes are important:

- NORM-contaminated drilling equipment (affected by scales) and liquids from exploration drilling activities and
- NORM/TE-NORM contaminated hydrocarbon sludge types generated from cracking processes during petroleum refining and in particular in the petrochemical industry.

### 2.1 NORM waste generated from drilling activities associated to exploration

In the course of deep drilling activities associated to the exploration of new natural gas and oil fields and in particular whilst cutting through geological formations such as bedrock and shale the drilling equipment but also sometimes the drilling mud itself can be radio-toxically contaminated by naturally occurring and highly water soluble Radium compounds.

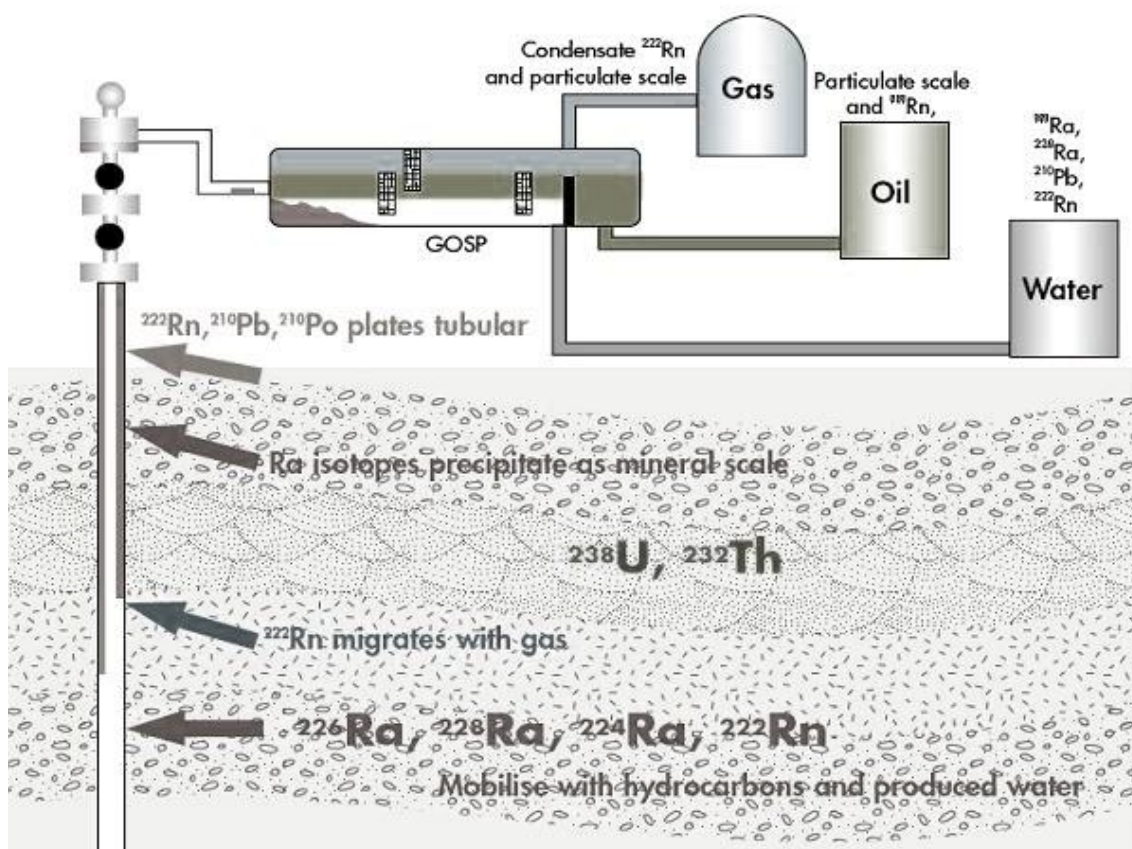


Fig. 2: NORM waste from exploration activities on oil- and gas deposits (International Association of Oil and Gas Producers 2008)

The most common NORM-waste generated from oil well drilling rigs is scales in drilling tubular, pipes, valves and pumps. Since the drilling mud used as a circulating drilling fluid for transporting the hole cuttings and for lubrication of the roller cone bit is containing barium sulfate, in particular when cutting across bed rock and shale is performed, soluble radium-compounds can precipitate as insoluble mixed barium radium sulfate and partially also as carbonate forming sometimes several centimeter thick scales. A specific activity in a specific activity range of up to 15 [kBq/g] has been measured from such scales (White and Rood 2001).

## 2.2 NORM /TE-NORM waste from refineries and the petrochemical industry

As already mentioned earlier the majority of NORM/TE-NORM waste generated from petroleum refining and from the petrochemical industry is mainly related to the existence of  $^{222}\text{Rn}$ , which often is associated with propylene ( $\text{C}_3\text{H}_6$ ). Since the boiling point of radon is to be found between those of propylene and ethylene, the decay products of radon such as  $^{210}\text{Po}$  and  $^{210}\text{Pb}$  are commonly found in their cracking sludge and can be enriched in other refinery wastes. Commonly the specific activity of NORM/TE-NORM-contaminated hydrocarbon sludge wastes is considerably lower than those from drilling activities and in particular from scales.

## 3 CHARACTERIZATION OF NORM/TE-NORM WASTE

In order to provide a demarcation and differentiation to other radioactive wastes the following fig. 3 is beneficial. NORM/TE-NORM generated from the oil and gas industries mainly contains radionuclide with a half-life of more than 30 years and is overlapping with other areas such as in particular exempt waste (EW), very low level waste (VLLW), low level waste (LLW) and intermediate waste (ILW). The upper limit with regard to specific activity is floating.

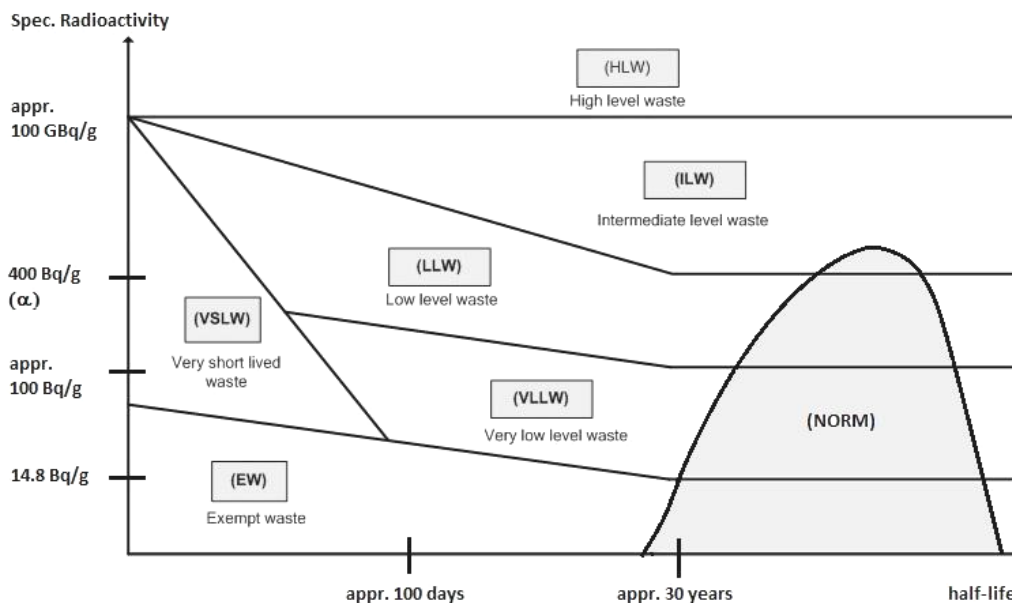


Fig. 3: System of radioactive wastes related to NORM

In the UK, as one of the leading oil nations in Europe, as per Exemption Order (1962) associated to the „Radioactive Substances Act“ of 1960 solid NORM wastes in a range between 0,37 Bq/g and 14,8 Bq/g are classified as exempt waste and is allowed to be discharged from off-shore rigs directly into the sea.

In the U.S.A. “NORM-waste“ is separated in two groups and is either categorized as “diffuse“ ( $< 2 \text{ nCi/g } ^{226}\text{Ra}$  or equivalent) or as “discrete“ ( $> 2 \text{ nCi/g } ^{226}\text{Ra}$  or equivalent). For this characterization the former physical Unit Curie (Ci) is commonly used. The threshold value of 2 nCi/g is adequate to 74 Bq/g (1 Curie [Ci] =  $3,7 \times 10^{10}$  Bequerel [Bq]), but in the USA and Canada in most of the more recent guidelines 70 Bq/g is accepted as a limit referring to the entire specific activity of the waste.

Sufficient for an initial pre-screening of NORM/TE-NORM is usually a measurement of the specific activity of  $^{226}\text{Ra}$  and  $^{210}\text{Pb}$ . For a complete characterization of NORM/TE-NORM the

specific activity of all relevant single radio nuclides from the uranium and thorium decay series have to be considered, but also the possible presence of other indirect decay products from radon emissions such as  $^{210}\text{Po}$  as a segregation product in technical equipment or the more long-lived final decay product  $^{210}\text{Pb}$  have to be reflected on for the sake of completeness as per example given in tab. 1 below:

Tab.1: Relevant radionuclids for a radiotoxic declaration analysis

1.	Radium 226	2.	Bismuth 212
3.	Radium 228	4.	Thallium 208
5.	Lead 214	6.	Uranium 238
7.	Bismuth 214	8.	Thorium 228
9.	Lead 210	10.	Uranium 235
11.	Actinium 228		

#### 4 TREATMENT OF NORM/TE-NORM WASTE FROM THE OIL FIELD AND PETROCHEMICAL INDUSTRIE

##### 4.1 Decontamination of drilling tubular and treatment of scales

Owing to their good physical properties and low costs, barium-sulfate-containing ( $\text{BaSO}_4$ ) drilling mud, is still widely used in deep drilling operations. In particular whilst drilling through geological formations containing soluble radium-compounds (bed rock and shale), as shown in fig. 2, barium is replaced in its compounds by radium and heavily water-insoluble radium-sulfate is accumulating together with other sulfates and carbonates as a radioactive scale inside the drilling tubular and other downstream equipment.

The precipitation of barium-radium-mixed-sulfates already occurs in a pH-range between 4 and 5, whilst strontium-sulfate only will be generated at higher pH within the alkaline range. Consequently a scale of moderate strength (Mohs hardness 3 up to 3.5) as a layer in a thickness of several centimeters can be formed easily. In gas drilling operations also considerably high amounts of beaded mercury can be encapsulated in such scales.

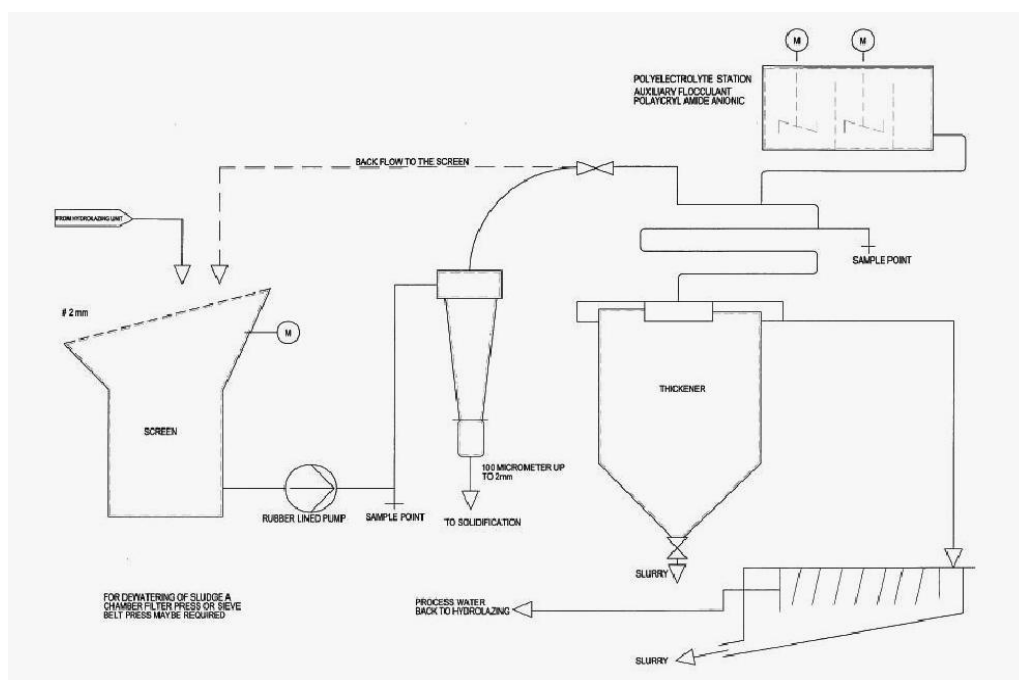


Fig. 4: Typical solid waste processing circuit including screen, rubber lined pump, hydrocyclone

For de-scaling of pipes and drilling tubular hydro lasing, which is basically a high pressure water jet cleaning, had been established as a reliable technology on the Riggs. For a treatment in a plant, managed as a waste treatment centre further process steps are required such as screening and hydrocycloning for separating the particles from the water phase, but also flocculation of the fines and thickening of the hydro cyclone overflow (fig. 4). Scale particles from the hydro cyclone underflow can be treated later by solidification/stabilization and disposed in a NORM-landfill.

Treatment alternatives are smelting processes, where the entire NORM-contaminated equipment is undergoing a metallurgical process, whilst the radio nuclides are enriched in the slag.

#### 4.2 Treatment of NORM-contaminated hydro carbon containing sludge

Oil-based drill cutting mud contains considerable high amounts of oil (diesel-based drilling lubricant). Commonly such coarse-grain solid wastes can be treated very economically by thermal desorption. The recovered oil is normally re-used as a fuel for further waste treatment activities plant internally, only. As an alternative high temperature incineration could be considered. The disadvantage of treating NORM in a thermal process is, that stable radium compounds such as sulfate can be cracked and radium is remaining as a highly soluble oxide in the fly ash (filter dust) and it might be difficult to be treated by common solidification/stabilization processes with hydraulic binders.

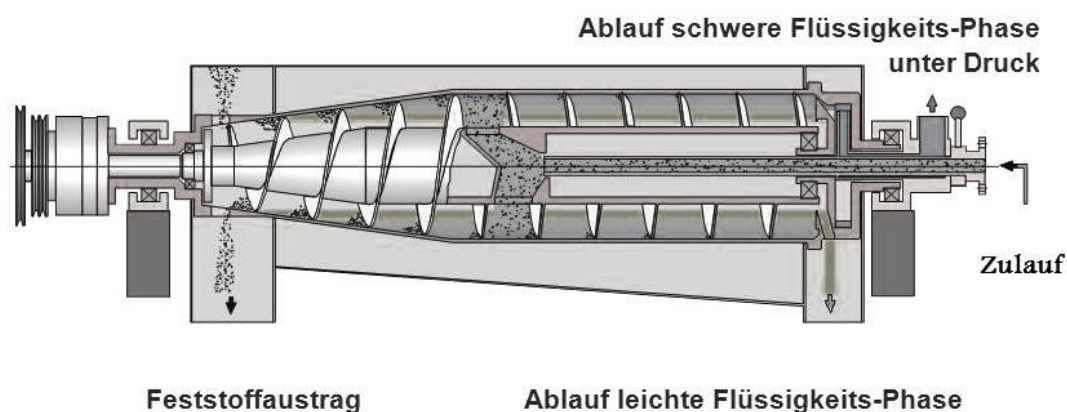


Fig. 5: Tricanter centrifuges separating oil, water and solids in one process step (Flottweg)

Another proven treatment for petroleum hydrocarbon sludge such as for example generated from tank cleaning activities is processing by centrifugation. Particularly tricanter machines, as provided by the German vendor Flottweg, are most capable in order to separate three phases, such as oil, water and solids in one process step. In addition this treatment is highly reliable and has a high technical availability. Since the waste streams are within a closed system centrifugation is an alternative to thermal waste treatment processes and applicable for NORM-contaminated sludge, accordingly.

It is recommended to operate mechanical oil recovery processes such as centrifugation in combination with thermal oxidizer processes such as incineration in order to destruct NORM-contaminated recovered oil. One disadvantage of common incineration processes is, that metals and therefore also the large majority of radio nuclides cannot be destroyed by the process.

Another thermal process, which was designed especially for Low Activity Waste (LAW) and in particular for mineral waste is known as Fluidized Bed Steam Reforming (FBSR) Process (Jantzen 2008).

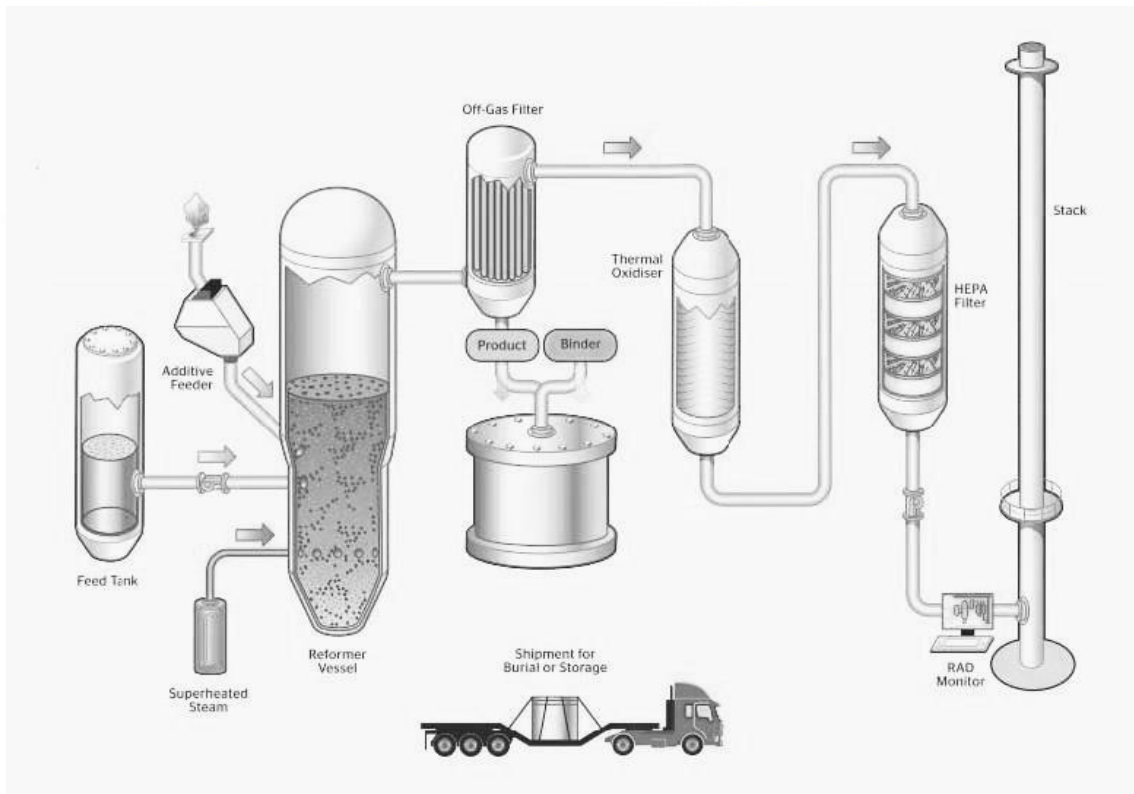


Fig. 6: THOR Steam Reforming Process (source: Studsvik)

This process is also known as THOR Steam Reforming Process (fig. 6) and was applied in the Hanford Remediation Project, an abandoned nuclear complex in the US-State Washington, which was de-constructed already in 2006. Currently about 250,000 metric tons of nuclear waste need to be disposed or treated. Here the THOR Process was applied especially for sodium-containing tank cleaning sludge. The principle is based on a superheated steam pyrolysis process. The reactor (reformer vessel) itself can be either designed as a fluidized bed, fixed bed or as a rotary kiln. The advantage is that already existing inorganic compounds and mineral structures are not being destroyed un-necessarily. The waste is after the treatment a leach-stable alkaline aluminosilicate and is most suitable for disposal (Vora et al. 2009).

## 5 DISPOSAL OF NORM/TE-NORM WASTE IN LANDFILLS AND SALT CAVERNS

Disposal as a technical term in the oil and gas industry in the recent past was not only understood as a controlled disposal in permitted landfills, such as it is commonly practiced with hazardous, industrial and even with municipal waste. In particular a difference was (and still is) made between “sea disposal” and “land disposal”.

The latter includes various options such as particularly disposal in abandoned mines, burial with or without encapsulation or a as procedure known as “land spreading”, were the waste is emplaced on the surface either with or without blending (Strand 1999). Besides this, disposal of NORM/TE-NORM is applied in various countries, either in regular NORM landfills, or in salt caverns (fig. 7).

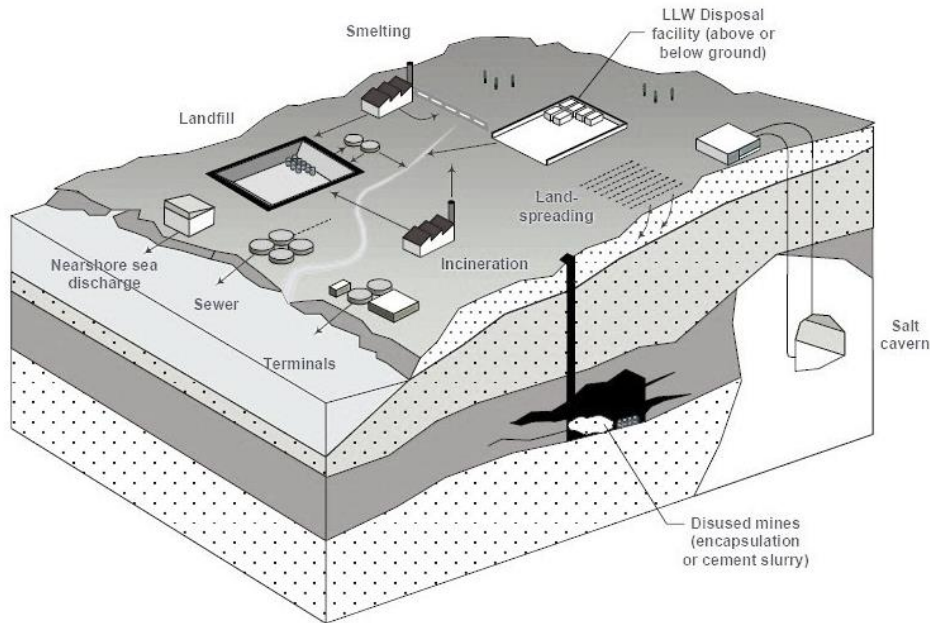


Fig. 7: NORM/TE-NORM waste disposal options (source: SNIFFER phase II report 2004)

### 5.1 Disposal of NORM/TE-NORM-contaminated waste in landfills

In particular the treatment of NORM in waste processing facilities requires consequently also an adequate landfill for the disposal of solidified and encapsulated products after treatment such as currently practiced for hazardous waste.

Especially within the USA and other countries applying US EPA guidelines and regulations the term “hazardous landfill” is understood as a disposal facility with minimum two sealing systems, which can be either clay or heat-sealed plastic liners, also including a drainage system for the collection of leachate and for monitoring leaks, accordingly. Landfills fulfilling these criteria are basically also capable for the disposal NORM wastes as such from the oil and gas industry and in particular for “diffuse NORM waste”, as mentioned earlier, with an entire specific activity lower than 70 Bq/g, which is currently applied in the USA, Canada and Australia. Important is the contamination with  $^{226}\text{Radium}$ , which shall not override 5Bq/g in this category.

In parallel the Canadian (Federal) Guideline for the Management of NORM restricts the operation of landfills with regard to an impact to the public to a radiation level of 0.3 milli-Sievert per year [mSv/a], whilst the Australian Code of Practice of the National Health and Medical Research Council for the near surface disposal of radioactive waste (NHMRC 1992) is allowing 1 mSv/a, and for activities, where only a single exposition can occur, even 5 mSv/a is permit-able.

### 5.2 Disposal of NORM/TE-NORM-contaminated waste in salt caverns

Already in 1998 a study for the disposal of NORM in salt cavern was awarded to the Argonne National Laboratory by the U.S. Department of Energy. The risk for a disposal of NORM waste, considering a fictitious period of about thousand years was categorized as low (Veil, R.A. et al. 1998). Salt cavern have been used for other hazardous but not NORM-contaminated oil field wastes in the meanwhile for many years.

In Germany investigations with regard to the disposal of radioactive waste in salt caverns were already subject of a study by the Nuclear Research Centre Karlsruhe in the mid sixties (Krause et al. 1967). The emplacement of hazardous wastes in underground rock salt formations was already subject of the in the meanwhile overruled technical guideline for waste



(Technische Anleitung Abfall, Teil 1) in the first revision (1990). As per the new landfill directive (Deponieverordnung - established in 2009), the controlled disposal in salt caverns is adequate to a disposal facility categorized as class IV. NORM waste disposal expressis verbis is not considered in this guideline.

Besides this, in Germany NORM wastes with a radiation dose lower than 1mSv/year doesn't require any official control, anyway. However, NORM is subject of the Radiation Protection Ordinance (§97 ff. StrlSchV). At current in Germany only LAW (low activity waste) and MAW (moderate activity waste) from the nuclear industry are disposed in salt caverns. As is known currently German salt domes are also subject of investigation as a geological waste repository for HAW (high activity waste).

In German potash mines the rock formation is characterized by brittle carnallite ( $\text{KCl} \cdot \text{MgCl} \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ ) and "Hartsalz", which contains minerals such as halite, sylvinit und kieserite ( $\text{Mg SO}_4 \cdot \text{H}_2\text{O}$ ). As a matter of concern often is raised, that the visco-elasto-plastic nature of sylvine and carnallite and therefore the trend to avoid heavy loads by creeping (Richter 2002).

## 6 CONCLUSION

Currently for NORM/TE-NORM waste only a few national guidelines in particular for disposal exists. Also acceptable state of the art treatment technologies are currently not available. Owing to this, for the treatment of scales from NORM-contaminated equipment generated by the oil field and gas industry and NORM/TE-NORM-contaminated and for sludge, suggestions for a safe and economic treatment was made and also the current practice for disposal and deficits was highlighted.

## REFERENCES

- Jantzen, C.M. (2008) *Mineralization of radioactive wastes by fluidized bed steam reforming (FBSR): Comparisons to vitreous waste forms, and pertinent durability testing.*
- Krause, H., Ramdohr, H. & Schuchardt, M.C. (1967) Studiengruppe zur Tief Lagerung radioaktiver Abfälle, *Jahresbericht 1966* (KFK 663).
- NHMRC (1992) Australian Code of Practice of the National Health and Medical Research Council for the near surface disposal of radioactive waste.
- Richter, R.B. (2003) Mathematischer Beitrag zur Bemessung von Dauerpfeilern, *Mathematische Geologie*, Bd. 7, pp. 95-98.
- Rihs, S. & Condomines, M. (2002) An improved method for Ra isotope ( $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{228}\text{Ra}$ ,  $^{224}\text{Ra}$ ) measurements by gamma spectrometry in natural waters: application to  $\text{CO}_2$ -rich thermal waters from the French Massif Central. *Chemical Geology*, Vol. 182, Issues 2-4, pp. 409-421.
- Sniffer (2004) *Phase II Technical Report, Project UKRSR07*, Identification and assessment of alternative disposal options for radioactive oilfield wastes.
- Strand, T. (1999) (Norwegian Radiation Protection Authority): Handling and disposal of NORM in the oil and gas industry, *WM'99 Conference*.
- Veil, J.A., Smith, K.P., Tomasko, D., Elcock, D., Blunt, D.L. & Williams, G.P. (1998) *Disposal of NORM-Contaminated Oil Field Wastes in Salt Caverns.*
- Vora, V., Olson, A., Mason, B., Evans, B. & Ryan, K. (2009) Steam Reforming Technology Demonstration of Hanford LAW Tank Waste and LAW Recycle Waste into a Leach Resistant Alkali Aluminosilicate, *Waste Form, WM '09 Conference in Phoenix, AZ.*
- White, G.J. & Rood, A.S. (2001) Radon emanation from NORM-contaminated pipe scale and soil at petroleum industry sites, *Journal of Environmental Radioactivity* 54, pp. 401-413.

# Neuer Ansatz für stoffliches Recycling von Altreifengummi

A. Witschnigg, S. Laske & C. Holzer

Montanuniversität Leoben, Lehrstuhl Kunststoffverarbeitung, Leoben, Österreich

**KURZFASSUNG:** Die Verwertung von Altreifen Gummi ist häufig problematisch. Grundsätzlich kommt eine energetische Verwertung, z.B. durch Verbrennung im Zuge der Zementherstellung in Frage. Insbesondere aufgrund gesetzlicher Vorschriften wird jedoch zunehmend eine Wiederverwertung gefordert. Stand der Technik ist es dabei, aus Altreifen Granulate, Pulver bzw. Mehle herzustellen, welche dann als Füllstoff beispielsweise in der Kautschukindustrie eingesetzt werden. Eine weitere Möglichkeit besteht darin, Formteile, Matten bzw. Sportböden oder Fallschuttmatten aus diesem Rezyklat herzustellen. In dieser Untersuchungsreihe werden insbesondere Matten unterschiedlicher Zusammensetzung (Gummianteil und Kleberanteil) sowie unterschiedlicher Prozessparameter (Temperatur, Zeit und Druck) hergestellt. Der Einfluss der Zusammensetzung sowie der Verarbeitungsparameter auf die mechanischen Eigenschaften wurde untersucht. Zusätzlich wurde auf die Verwendung des Rezyklates als Sportbelagsunterbau eingegangen und die Eignung eines wasserlöslichen Klebers untersucht sowie der Devulkanisierungsgrad bestimmt, um zukünftig Matten ohne die Verwendung von Klebstoffen zu erzeugen.

## 1 EINLEITUNG

In Rahmen der durchgeführten Untersuchungen wurde ein neuer Lösungsweg für das stoffliche Recycling von Altreifengummi beleuchtet. Es wurde hierbei ein neuer Granulattyp (hohe Reinheit) verwendet, der mit Hilfe einer neuen Technologie erzeugt wurde. Eine mögliche Anwendung dieses Regranulats sind Bautenschutzmatten Schwingungsdämmmatten oder Sportbelagsunterbaumatten (Röthemayer 2002, Formtech 2012, Reschner 2012).

In diesem Forschungsprojekt wurden Matten unterschiedlicher Zusammensetzung (Gummianteil, Korngröße, Kleberanteil, Polyurethan- bzw. wasserlöslicher Klebstoff, devulkanisierter Gummi ohne Klebstoff) und unter Variation der Prozessparameter (Temperatur, Zeit, Druck) hergestellt.

Der Einfluss der Zusammensetzung, sowie der Verarbeitungsparameter auf die mechanischen Eigenschaften wurde untersucht, um die Wirtschaftlichkeit bei der industriellen Produktion abzuschätzen. Da üblicherweise für die Mattenherstellung konventioneller Polyurethan- Klebstoff (Sika) verwendet wird (Materialarchiv 2012, Formtech 2012), wurde nach einer Möglichkeit gesucht, Gummimatten mit den gewünschten Anforderungen mithilfe wasserlöslichen Klebstoffes (Murexin) oder aber auch ohne Klebstoff, mit devulkanisiertem Gummi herstellen zu können. Zusätzlich ist es wichtig für das Regranulat, welches für die Matten mit devulkanisiertem Gummi verwendet wird, den Devulkanisierungsgrad zu bestimmen.

## 2 VERSUCHE

### 2.1 Herstellung der Matten

Für die Herstellung der gepressten Matten (Abmessung 160 x 160 mm und Dicke 10 bzw. 5 mm) wurde eine Presse (Collin 200 PV, Dr. Collin Ltd, Ebersberg, Deutschland) benutzt.

Weiteres wurden Matten ohne Pressen hergestellt, die später eine Anwendung in Sportplätzen finden sollten. Drei unterschiedliche Granulatgrößen ( $< 1$  mm, 1-2 mm und 2 – 4 mm) für die gepressten Matten und zwei unterschiedliche Granulattypen für die nicht-gepressten Matten (Granulat mit Kleber gemischt und in einer Schale mit Abmessung 160 x 160 x 2 mm ausgehärtet) wurden verwendet.

Als Bindemittel wurde ein speziell entwickelter wasserlöslicher Klebstoff der Firma Murexin und ein PU Klebstoff (Vergleichs-Bindemittel) der Firma Sika bzw. PU Klebstoff der Firma Strabag (für die nicht gepressten Matten) verwendet.

Des Weiteren wurde überprüft, ob eine Herstellung der Matten aus dem devulkanisierten Gummi ohne Bindemittel möglich ist. Die Optimierung der Zusammensetzung sowie der Prozessparameter ist schrittweise erfolgt.

## 2.2 Untersuchungen der mechanischen Eigenschaften und Wasserdurchlässigkeit

Von allen gepressten Platten wurde die Haftfestigkeit mittels empirischer Tests (Ziehen mit Hand) verglichen und die ausgewählten Matten (mit hoher Haftfestigkeit) an der Universalprüfmaschine UTS EuroTest 250 (2 kN Kraftmessdose) getestet (Abb. 1).

Von den nicht gepressten Matten wurden die mechanischen Eigenschaften untersucht.



Abb. 1: Probekörper nach erfolgter Zugprüfung

### 2.3 Gepresste Gummimatten mit wasserlöslichem Klebstoff

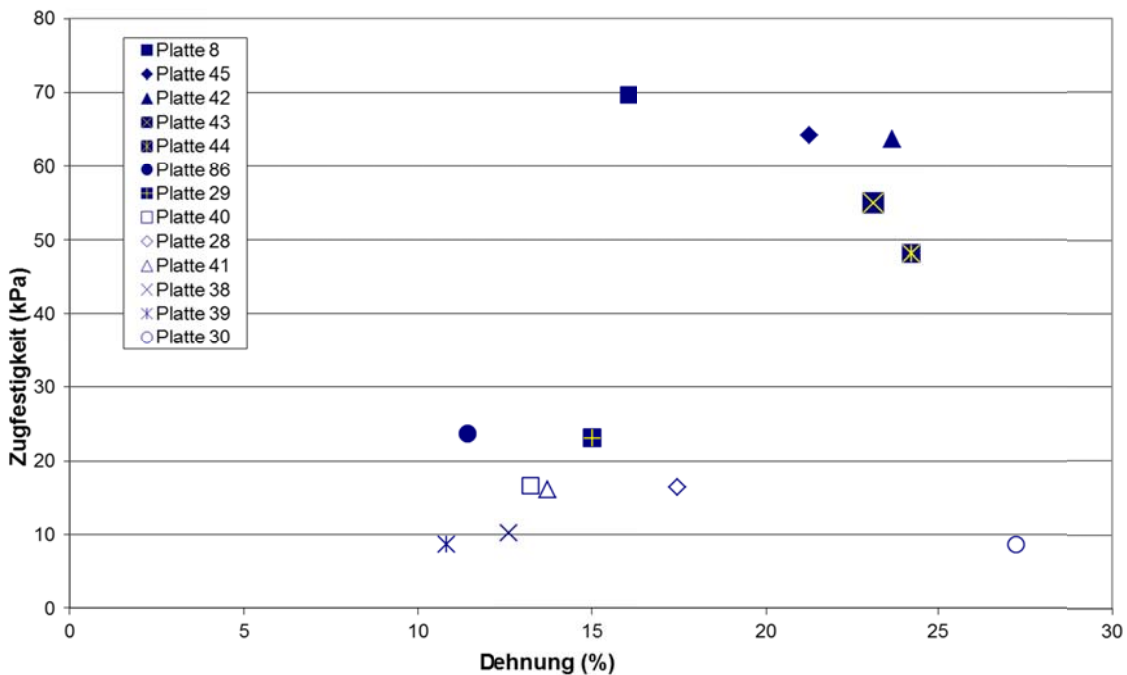


Abb. 2: Mechanische Eigenschaften der Matten mit Murexin Klebstoff

In Abb. 2 sind die mechanischen Eigenschaften der ausgewählten Matten mit wasserlöslichem Klebstoff dargestellt. Die niedrigsten Werte von Zugfestigkeit und Dehnbarkeit wurde bei Mischung Nr. 39 gefunden, was auf die niedrige Konzentration des Klebstoffes (6 %) sowie grobe Granulatkörnung (2 – 4 mm) und kurze Presszeit (5 min) zurückzuführen ist. Mit der Erhöhung der Klebstoffkonzentration auf 10 % bzw. Verlängerung der Presszeit, Erhöhung des Druckes oder feiner Granulatkörnung (1 – 2 mm) wurden bessere mechanische Eigenschaften erreicht (Mischungen Nr. 28, 29, 40, 41, 86). Die Erhöhung der Klebstoffkonzentration auf 20 % mit Granulatkörnung (2 – 4 mm) hat zwar die Dehnbarkeit enorm erhöht (Mischung Nr. 30), die Zugfestigkeit ist jedoch niedrig geblieben. Als effektiver Weg zur Steigerung der Zugfestigkeit sowie der Dehnbarkeit wurde das Mischen von unterschiedlichen Granulatkörnungen gefunden (Mischungen Nr. 42, 43, 44, 45). Ein anderer Weg zur Verbesserung der mechanischen Eigenschaften konnte durch intensive Abkühlung unter Pressdruck von 100 bar (Mischung Nr. 8) erreicht werden, was allerdings im industriellen Prozess an der Kalanderpresse nicht wirtschaftlich sinnvoll ist.

### 2.4 Gepresste Gummimatten mit Sika-PU Klebstoff

Die mechanischen Eigenschaften der Matten mit Sika-PU Klebstoff sind der Abb. 3 zu entnehmen. Analog zu den Matten mit Murexin Klebstoff wurden die niedrigsten Werte von Zugfestigkeit und Dehnbarkeit bei der Mischung Nr. 58 gefunden, die mit niedriger Konzentration des Klebstoffes (6 %) sowie grober Granulatkörnung (2 – 4 mm) und kurzer Presszeit (5 min) hergestellt wurde. Mit höherer Konzentration des Klebstoffes bzw. Presstemperatur wurden bessere mechanische Eigenschaften erreicht (z.B. Mischung Nr. 51, 50, 54). Als anderer Weg zur noch höheren Steigerung der Mechanik wurde das Mischen von unterschiedlichen Granulatkörnungen (Probe Nr. 84), Aufheizen unter höherem Druck (Probe Nr. 53) oder Einschaltung der intensiven Abkühlung (Proben Nr. 87, 83) durchgeführt.

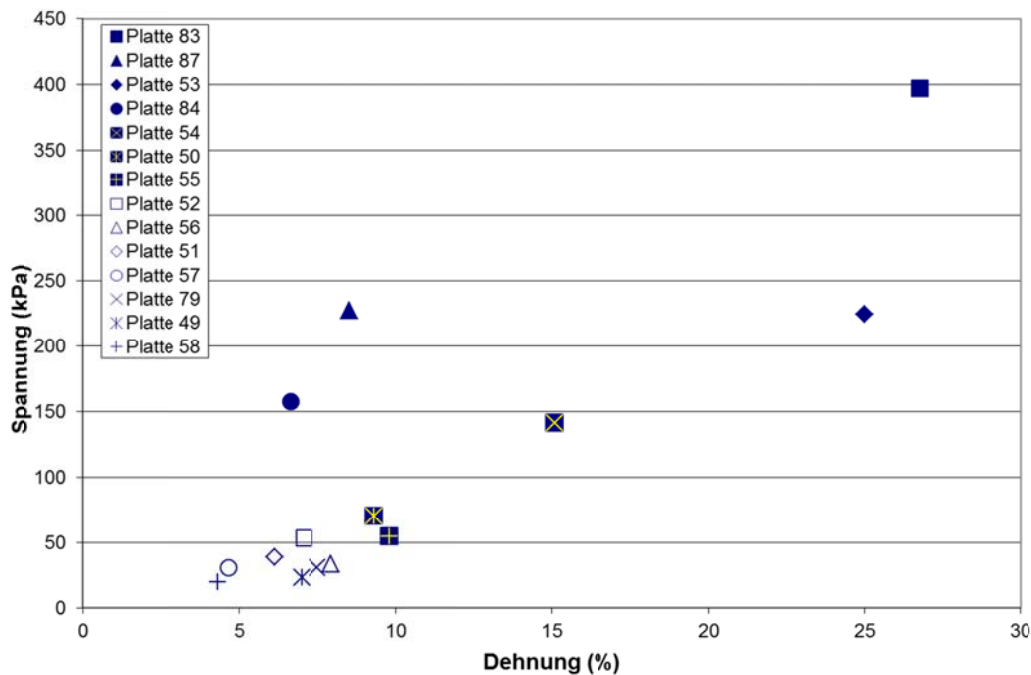


Abb. 3: Mechanische Eigenschaften der Matten mit Sika Klebstoff

### 2.5 Nicht gepresste Gummipplatten mit wasserlöslichem und Strabag PU Klebstoff

Abb.4 zeigt die Werte für mechanische Eigenschaften von nicht gepressten Matten. Es wird deutlich, dass die Matten mit Murexin Klebstoff wesentlich schlechtere mechanische Eigenschaften als die Matten mit dem Strabag Klebstoff besitzen.

Die Matte aus dem Granulattyp 1 (Nr. 61,  $d < 4$  mm) weist praktisch den gleichen Wert von Zugfestigkeit und etwas höhere Dehnbarkeit als die Matte aus dem Granulattyp 2 (Nr. 62  $d < 6$  mm) auf.

Die Matte Nr. 69 (die identisch mit Matte Nr. 62 hergestellt wurde) wurde nach dem Wasserdurchlässigkeitstest an der Zugprüfmaschine getestet und es wurde eine wesentlich niedrigere Dehnbarkeit gemessen, was auf die Wiederlöslichkeit des Klebstoffes nach seiner Aushärtung zurückzuführen ist.

Bei den Matten mit dem Strabag Klebstoff ist ein klarer Trend zu erkennen, wobei die Zugfestigkeit sowie Dehnbarkeit mit steigendem Klebstoffgehalt zunehmen (Platten Nr. 75, 81, 76, 80).

Weiter ist ersichtlich, dass die Matte mit 20 % Klebergehalt (Platte Nr. 64) ungefähr gleiche mechanische Eigenschaften wie die Matte mit 5 % Klebergehalt und ca. dreifacher Aushärtungszeit (Platte Nr. 75) besitzt.

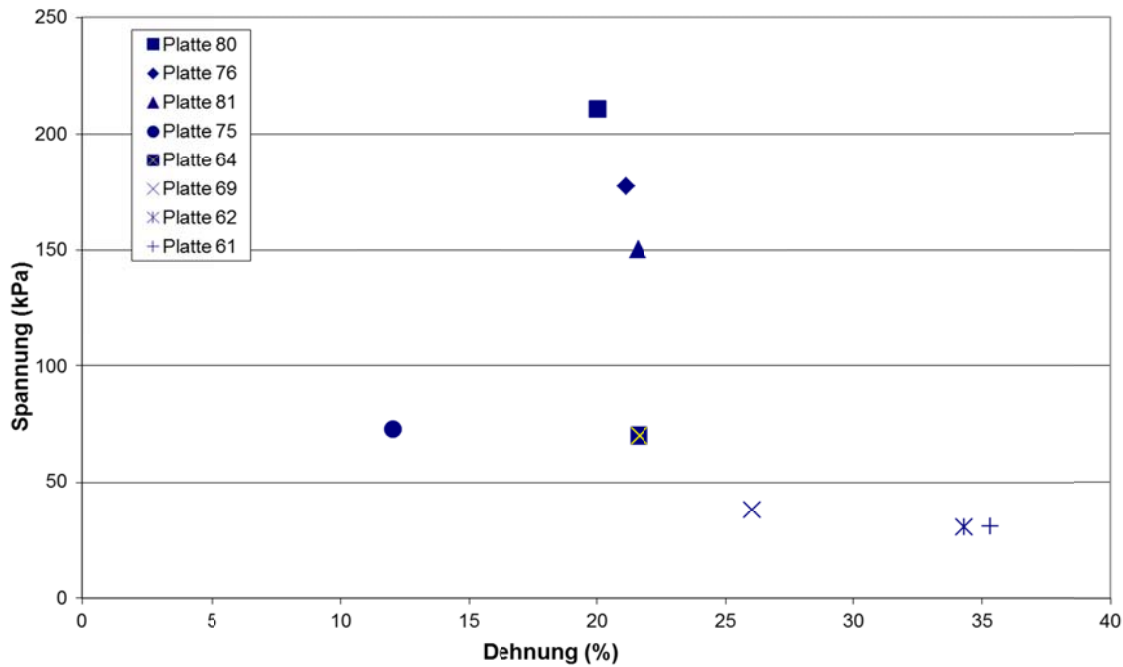


Abb. 4: Mechanische Eigenschaften der Matten mit Murexin und Strabag Klebstoff

## 2.6 Untersuchungen des Devulkanisierungsgrades – Quellversuche

Der Devulkanisierungsgrad wurde nach der Löslichkeit des Gummigranulates im Toluol bestimmt. Für diese Untersuchungen wurden drei Gummigranulate ausgewählt. Die Proben wurden abgewogen ( $M_1$ ) und der Wirkung des Toluols eine Woche lang ausgesetzt, um genug Zeit für den Lösungsvorgang garantieren zu können. Weiteres wurden die Proben filtriert und mit Reintoluol zusätzlich ausgewaschen, damit der gelöste Gummi nicht an der Oberfläche des Granulates haften bleibt. Nach der Filtration wurden die Proben drei Tage im Abzug gelassen, um den Toluolrest zu verdampfen. Danach wurde das Endgewicht ( $M_2$ ) gemessen und der Devulkanisierungsgrad nach Gleichung 1 bestimmt.

$$\text{Devulkanisierungsgrad} = \left( \frac{M_1 - M_2}{M_1} \right) \cdot 100 \quad (1)$$

Die Ergebnisse der Quellversuche sind der Tab. 1 zu entnehmen. Es ist offensichtlich, dass der devulkanisierte Gummi Typ 2 einen etwas höheren Devulkanisierungsgrad (12 %) als der Gummi devulkanisierte mit Ultraschall nach amerikanischem Patent (Typ 3, 11,2 %) aufweist. Das Gummi Typ 1 zeigt einen Devulkanisierungsgrad von 3,8 %, was auf freie Fäden im feingemahlten Granulat zurückzuführen ist.

Tab. 1: Ergebnisse der Quellversuche

Probe Nr.	Gewicht $M_1$ (g)	Gewicht $M_2$ (g)	Devulkanisierungsgrad (%)
1	1,042	1,003	3,8
2	1,085	0,955	12
3	1,082	0,961	11,2

## 2.7 Gepresste Gummimatten aus devulkanisiertem Gummigranulat ohne Klebstoff

Zusätzlich wurde aus dem Gummigranulat Typ 2 Matten (Prozessparameter nach Platte Nr. 66) hergestellt, bei denen die Granulatkörner mit freiem Auge nicht mehr erkennbar waren. Das hat bewiesen, dass der Devulkanisierungsgrad von 12 % bzw. die Schwefelreste im Granulat für die Wiederherstellung bzw. Wiedervulkanisierung der neuen Matten ausreichend sind. Dieses Erkenntnis hat ein großes Zukunftspotenzial, da für die stoffliche Verwertung von Gummigranulat für Gummimatten kein Klebstoff mehr erforderlich wäre.

### 3 SCHLUSSFOLGERUNG, ZUSAMMENFASSUNG

Die Erkenntnisse aus der Herstellung und Charakterisierung von 88 Gummimatten haben einige Lösungswege gezeigt, wie die mechanischen Eigenschaften der Matten in Bezug auf Prozessparameter und Zusammensetzung optimierbar sind. Es wurde geklärt, wie die Prozessparameter (Presszeit, Temperatur und Druck) mit der Zusammensetzung der Matten (Kleberkonzentration und Granulatkörnung) zusammenhängen. Von besonderem Interesse sind die Ergebnisse mit devulkanisiertem Gummigranulat, da dort großes Zukunftspotenzial geortet werden kann.

#### LITERATUR

- Formtech Katalog (2012) [http://www.formtech.ch/dolphin\\_popup\\_image.cfm?pid=/userfiles/image/vorlagen/71farbengross.jpg](http://www.formtech.ch/dolphin_popup_image.cfm?pid=/userfiles/image/vorlagen/71farbengross.jpg).
- Materialarchiv (2012) *Recycling Gummischrotmatten*. <http://www.materialarchiv.ch/detail/128/Recycling-Gummi-Bodenbelag>.
- Reschner, K. (2012) *Recycling von Altreifen und anderen Elastomeren*. Berlin, Deutschland.
- Röthemayer, F. & Sommer, F. (2012) *Kautschuktechnologie: Werkstoffe - Verarbeitung -Produkte*. München, Deutschland, Hanser Verlag.

# Biokunststoffverpackungen im Umfeld der heimischen Abfallwirtschaft

G. Kreindl

*Institut für Nachhaltige Abfallwirtschaft und Entsorgungstechnik (IAE), Montanuniversität Leoben, Leoben, Österreich*

**KURZFASSUNG:** Verpackungen aus Biokunststoffen sind bereits seit ein paar Jahren am Markt erhältlich. Hier spielen sie neben ihrer teilweisen biologischen Abbaubarkeit auch andere Vorteile gegenüber petrobasierten Materialien (PE, PP, PS, PET) aus. Nach einer oft kurzen Lebensphase von wenigen Wochen bis Monaten werden sie zu Abfall. Verschiedene End-of-Life Szenarien für die Behandlung von Verpackungsabfällen sind denkbar, wobei die Kompostierung von biologisch abbaubaren Polymeren aus abfallwirtschaftlicher Sicht nicht zwangsweise die beste Option darstellt. Die Behandlung ist primär von der Erfassung, d.h. vom etablierten Sammelsystem abhängig. Der prognostizierte Mengenzuwachs am Biokunststoffmarkt führt dazu, dass auch die österreichische Abfallwirtschaft aufgerufen ist, einen bestmöglichen Verwertungsansatz für diese neue Wertstoffgruppe zu finden. Im Umfeld von Biokunststoffverpackungen stehen neben dem stofflichen Recycling, die thermische Verwertung (Abfallmonoverbrennung bzw. industrielle Mitverbrennung) aber auch biologische Verfahren (Kompostierung/Biogaserzeugung) zur Verfügung. Ausgehend von der gewachsenen österreichischen abfallwirtschaftlichen Infrastruktur erfolgt eine Darstellung der Vor- bzw. Nachteile, die sich aus den einzelnen Behandlungsverfahren ergeben.

## 1 EINLEITUNG

Kunststoffe haben zu Beginn des 20. Jahrhunderts die gesellschaftliche Entwicklung nachhaltig revolutioniert. Der Überbegriff „Kunststoff“ steht für synthetisch hergestellte Materialien, sogenannte Polymere, aufgebaut aus organischen Verbindungen, die neben dem Hauptelement Kohlenstoff vorwiegend aus den Elementen Wasserstoff, Sauerstoff, Stickstoff und Schwefel zusammengesetzt sind. Die Gewinnung erfolgt zum größten Teil über fossile Quellen wie Erdöl, Kohle und Erdgas, wobei das am häufigsten verwendete Ausgangsprodukt Rohbenzin (Naphta) ist. Rund 4 % der weltweit aus den Raffinerien kommenden Erdölprodukte gehen in die Kunststoffproduktion. 90 % wird energetisch in Form von Heizöl und Kraftstoffen genutzt. Ein verschwindend geringer Anteil von ca. 1,5 % wird weltweit zur Herstellung von Kunststoffverpackungen verwendet. (Arbeitskreis Bioplastics 2011)

## 2 ÜBERBLICK UND EINTEILUNG DER (BIO-)POLYMERE

Neben petrobasierten Kunststoffen, die den überwiegenden Teil am Weltmarkt ausmachen, ist vor allem in den letzten Jahren die Entwicklung in Richtung Biopolymere vorangetrieben worden. Diese bestehen gegenwärtig vorwiegend aus Stärke (Mais- bzw. Kartoffelstärke), Polymilchsäure (PLA) oder Polyhydroxy-Buttersäure (PHB).

Mit der endlosen Wandelungsfähigkeit sind Kunststoffe, auf fossiler oder biogener Basis bzw. Mischformen daraus, sogenannte Blends, nahezu in alle Lebensbereiche vorgedrungen. Vor allem am Verpackungssektor finden sich verschiedene Arten von Biokunststoffen, vorwiegend in Form von Folien und Flaschen, mit steigender Tendenz wieder. Dabei handelt es sich um Biopolymere der zweiten Generation, die teilweise oder zur Gänze aus erneuerbaren Roh-



stoffen hergestellt werden und mittel- bis langfristig als vielversprechende Alternative zu petrobasierten Packstoffen gelten.

## 2.1 Einteilung der (Bio-)polymere

Bei der Unterscheidung zwischen einzelnen Polymeren auf biogener Basis ist darauf zu achten, dass der Begriff „biogen“ nicht gleichzeitig die biologisch abbaubar bzw. die Herstellung auf Basis 100 % nachwachsender Rohstoffe impliziert. Der als landläufig bekannte Begriff „Biokunststoff“ wird häufig mit einer Reihe von Kriterien assoziiert, die mitunter nicht immer vollständig zutreffen müssen. So kommt es mitunter auch zu Missverständnissen, da Bezeichnungen wie „biogener Kunststoff“ bzw. „Kunststoff auf Basis nachwachsender Rohstoffe“ und „biologisch abbaubarer Kunststoff“ verschiedene Bedeutungen haben können. Oft wird die biologische Abbaubarkeit mit dem Wort „Biokunststoff“ gleichgesetzt, was aus technischer Hinsicht absolut falsch ist. Nicht alle auf nachwachsenden Rohstoffen basierende Biopolymere sind zwangsweise auch biologisch abbaubar (vgl. hochsubstituierte Celluloseacetate, vulkanisierter Kautschuk, Linoleum etc.). Im Umkehrschluss existieren auch erdöl-basierende Kunststoffe, wie z.B. Polyvinylalkohole, Copolyester, Polyesteramide etc., die ebenfalls ein transientes Dasein besitzen. Abb. 1 soll, abhängig vom Rohstoffeinsatz, Klarheit bei der Einteilung der Kunststoffe bringen und zeigen, in welchem Zusammenhang der Begriff „Biopolymer“ Verwendung findet.

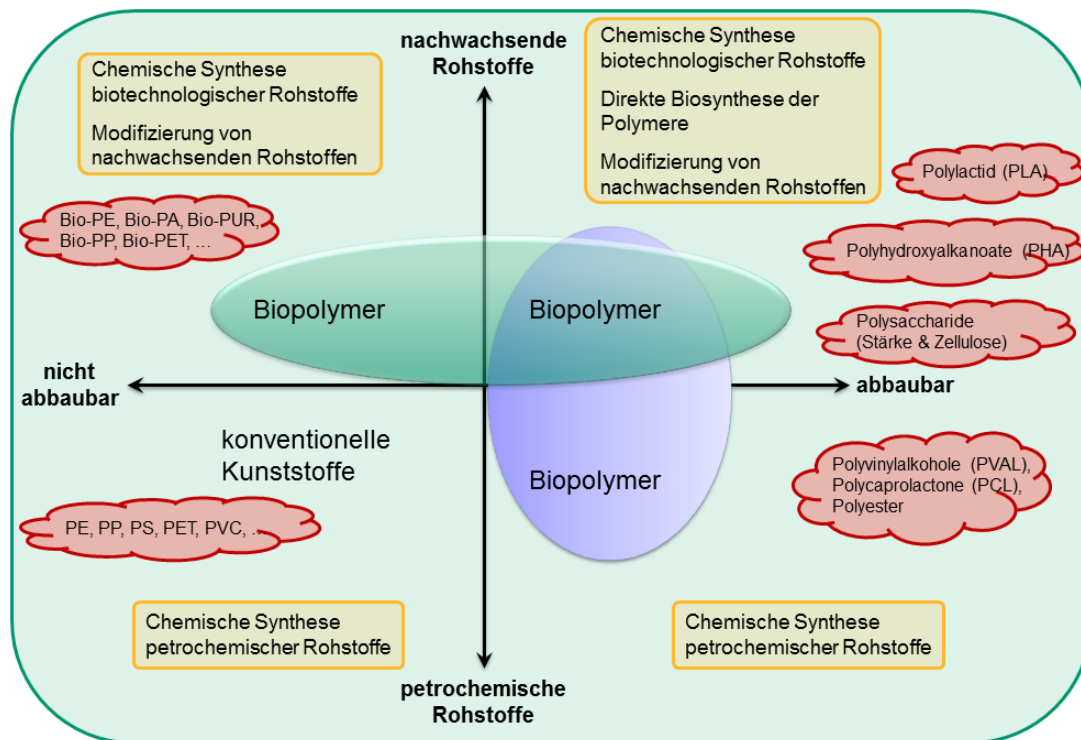


Abb. 1: Einteilung der (Bio-)polymere auf Basis der Rohstoffherkunft (Kreindl 2012)

## 2.2 Biopolymermarkt

In der nachfolgenden Tab. 1 wird ein Überblick über derzeit kommerziell erhältliche Biopolymere gegeben und auf deren durchschnittlichen nachwachsenden Rohstoffanteil sowie dem Anwendungsbereich eingegangen. Die in runden Klammern () dargestellten Anwendungsbereiche eignen sich unter Vorbehalt. Kursiv gedruckte Biopolymere sind vorwiegend im Verpackungsbereich bzw. für kurzlebige Anwendungen interessant. Ihnen wird ein sehr hohes Substitutionspotential in den kommenden Jahren prognostiziert.

Tab. 1: Einsatzgebiete von Biopolymeren und deren nachwachsender Rohstoffanteil (Endres et al. 2009)

Biopolymer	Anteil in %	nachwachsender Rohstoff	Anwendungsgebiete
Celluloseregenerate	90-99	Celluloseregenerate	Barrierschicht, Siegelschicht
Bio-PE	95-98	Bioethanol	vgl. konventionelles PE
Polyhydroxyalkanoate (PHA)	90-98	Zucker	(Lebensmittel-)Verpackungen, Medizintechnik
Polymilchsäure (PLA)	90-97	Maisstärke	(Spritzgussartikel), Cateringprodukte, Büroartikel, Landwirtschaft und Gartenbau, Textilindustrie
Thermoplastische Stärke (TPS)	70-80	native Stärke	Verpackungen, Füllmittel, Landwirtschaft und Gartenbau, Spritzgussartikel, Cateringprodukte
Stärkeblends	25-70	Native Stärke	vgl. TPS
PLA-Blends	30-65	Maisstärke und Bio-Polyester	vgl. PLA
Bio-Polyester	30-40	Bioethanol	Medizintechnik
Celluloseacetat	20-30	Cellulose	Textilfasern, Dämmbereich

Derzeit ist der Marktanteil von biologisch abbaubaren Kunststoffverpackungen im europäischen Raum noch relativ gering. Schätzungen in Deutschland gehen von einem Biokunststoffanteil am Endverbrauchermarkt aus, der ca. 1 % des Gesamtverpackungsaufkommens ausmacht. Nach Schätzungen der ARA AG beläuft sich die Marktmenge an Biokunststoffen (größtenteils aus dem Verpackungsbereich und durch kommunale Sammelsysteme erfasst) in Österreich gegenwärtig auf ca. 700 Tonnen/a. Im Vergleich dazu wird in Deutschland im Jahr 2007 das Marktaufkommen an Biopolymerwerkstoffen (nicht nur Verpackungsbereich) laut Experten auf 15.000 Tonnen geschätzt. Bei 90 % (ca. 13.500 Tonnen) handelt es sich auch tatsächlich um Biopolymerwerkstoffe. Rund 70 % davon (9.450 Tonnen) sind Biopolymeren auf Stärkebasis gefolgt von PLA-Materialien. (Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e.V. 2007)

Je nach zitierter Literaturquelle und dem Erscheinungsjahr differieren die Angaben in Bezug auf die fortschreitende rasante Entwicklung der Biopolymere zum Teil. So wurde im Mai 2011 von der Fachhochschule Hannover die globale Entwicklung am Sektor der Biopolymere zusammen mit European Bioplastics ([en.european-bioplastics.org](http://en.european-bioplastics.org)), dem Interessensverband der europäischen Biopolymerindustrie, dargestellt. Der positive Zuwachs bei der Mengenentwicklung innerhalb der letzten drei Jahre von 2008 bis 2010 ist aus Abb. 2 deutlich erkennbar. Bis 2015 ist im Vergleich zum Jahr 2008 mit einer Verzehnfachung der weltweiten Produktionskapazitäten zu rechnen.

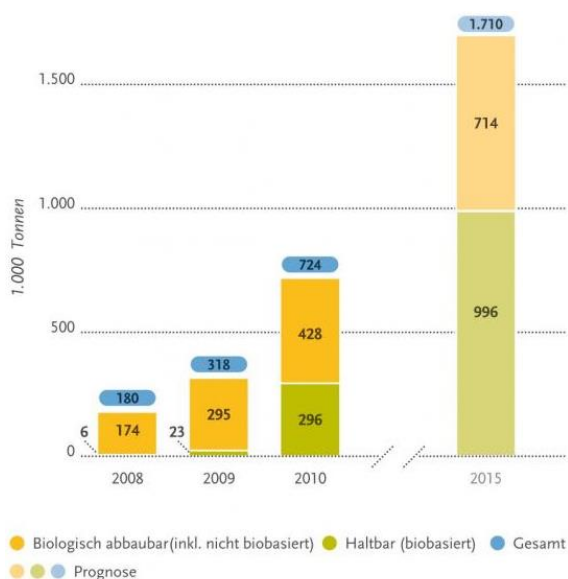


Abb. 2: Entwicklung der globalen Produktionskapazität von Biopolymeren (Quelle: European Bioplastics)

Insbesondere in den letzten Jahren haben sich Biopolymere dank stetig gewachsener weltweiter Produktionskapazitäten z.T. dem Preisniveau von petrobasierten Vertretern angenähert, wenngleich sie preislich nach wie vor nicht ganz mit herkömmlichen Massenkunststoffen konkurrieren können (vgl. Tab. 2). Das Argument der Wirtschaft, warum es bis dato noch nicht bzw. nur ansatzweise zu einem forcierten Einsatz von Biokunststoffen, gerade für Anwendungen im Verpackungsbereich, gekommen ist, lässt sich momentan rein rational nur aufgrund der vorherrschenden Preisdifferenz zu petrobasierten Polymeren begründen; getreu dem Motto, die billigere Massenware vor einer in vielen Fällen umweltverträglicheren (unter gewissen Einflüssen einsetzender biologischer Abbau) und ökologisch sinnvollen (Kreislaufführung, CO<sub>2</sub>-neutrale Verbrennung) sowie ressourcensparenden (nachwachsender Rohstoffaspekt) Alternative.

Tab. 2: Preisniveau im Bereich von Verpackungen aus Kunststoffen (diverse Literaturquellen)

Material	Marktpreis 2003 [Euro/kg]	gegenwärtiger Marktpreis [Euro/kg]
Standardverpackungskunststoffe (PE, PP, PET)	1,5-2,5 <sup>1</sup>	1-1,5
Green Polymers (PET, PA etc.)	k.A.	> 1,2
PHA, PHB	10-20	2-5
PLA	> 2 bzw. 5,5-6 <sup>2</sup>	>> 1,5
div. Bio-Compounds	k.A.	3-4
Wood-Plastic-Composite (WPC)	k.A.	>> 1
Mineral-filled-plastic	k.A.	> 1
TPS	1,5-4	k.A.

<sup>1</sup> Folienmaterial aus PP.

<sup>2</sup> Folienmaterial aus PLA.

### 3 BIOPOLYMERE AUS ABFALLWIRTSCHAFTLICHER SICHT

#### 3.1 Einleitung

In Bezug auf die allgemein bekannten Verwertungsoptionen für Kunststoffabfälle, insbesondere jene aus dem Verpackungsbereich, ist vorweg zu erwähnen, dass jedes Verfahren im unterschiedlichen Ausmaß zur Ressourcenschonung und zur Verminderung von CO<sub>2</sub>-Emissionen beitragen kann.

#### 3.2 System „Abfallwirtschaft“

Zur Thematik der Biokunststoffe ist zu sagen, dass noch bis vor wenigen Jahren der Schwerpunkt bei Biopolymeren am Verpackungssektor in ihrer Bioabbaubarkeit lag. Im Moment verlagert sich der Fokus, vorangetrieben durch die Entwicklung in diesem Bereich, immer mehr in Richtung der Nachhaltigkeit.

Eine Vielzahl von verschiedenen End-of-Life-Szenarien sind für Biokunststoffe aus dem Verpackungsbereich in Abhängigkeit mit der vorhandenen Sammel- und Behandlungsinfrastruktur denkbar. Abb. 3 liefert eine Darstellung des Gesamtsystems und stellt den Entsorgungspfad von biologisch abbaubaren als auch nicht abbaubaren Biokunststoffen dar. Auf die in Österreich über die letzten Jahrzehnte stetig gewachsene abfallwirtschaftliche Verwertungsinfrastruktur wird dabei Rücksicht genommen.

Im anschließenden Kapitel werden ausgewählte Szenarien betrachtet sowie kurz die sich daraus für die einheimische Abfallwirtschaft ergebenden (bis dato noch z.T. ungelösten) Probleme eingegangen aber auch zukünftige Chancen diskutiert.

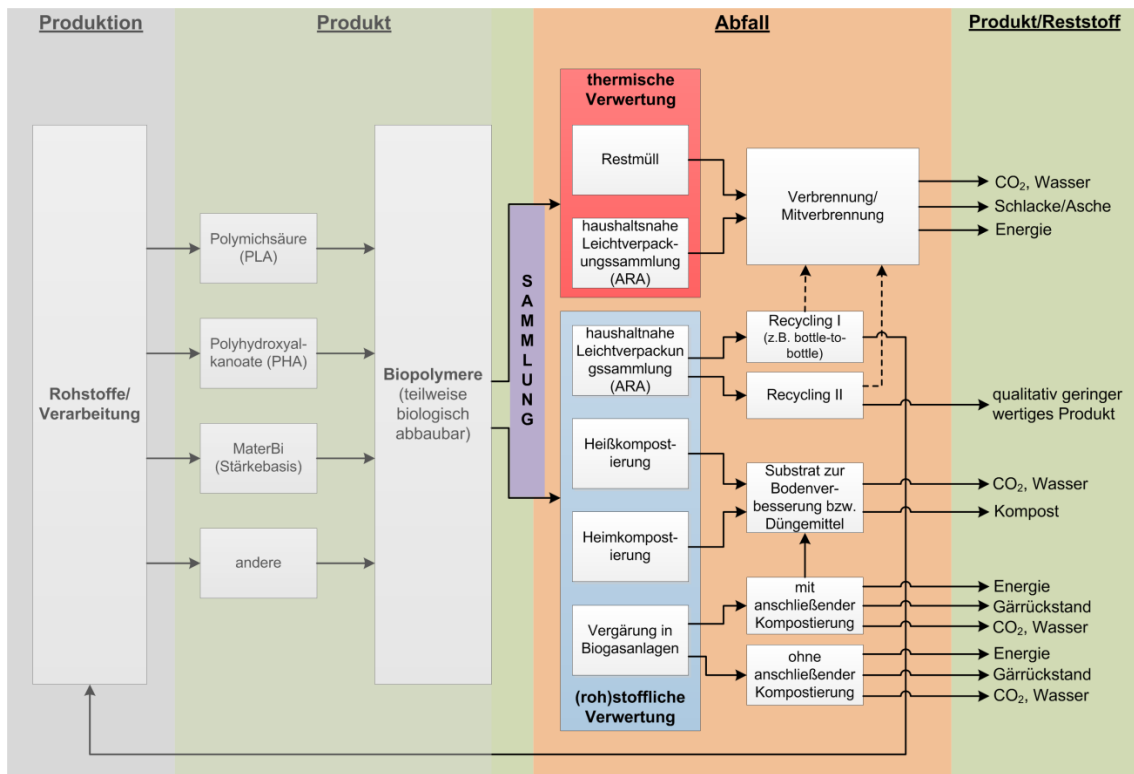


Abb. 3: Biopolymere im System der Abfallwirtschaft (Kreindl 2012)

### 3.3 Szenario Recycling

Wie petrobasierte Kunststoffe lassen sich auch biobasierte Polymere unter bestimmten Voraussetzungen einer werk- bzw. rohstofflich Verwertung zuführen. Das Recycling von Kunststoffabfällen aus dem post-consumer-Bereich ist unter Einbeziehung vorgeschalteter manueller bzw. teilweise auch automatisierter Sortierprozesse nur dann wirtschaftlich sinnvoll, wenn eine kritische Mengenschwelle für das aufzubereitende Material erreicht bzw. überschritten wird. Biokunststoffe werden unter dem Recyclingcode sieben (Others) subsumiert, der auch für eine Vielzahl anderer Kunststoffmaterialien gilt. Derzeit sind sensorgestützte Nahinfrarot (NIR)-Sortieranlagen (meist handelt es sich um Hohlkörpersortieranlagen) nicht auf die Erkennung und Aussortierung von Biokunststoffen eingestellt – aufgrund der geringen Marktdurchdringung wird dies auch noch in absehbarer Zeit so bleiben. Untersuchungen haben gezeigt, dass sich Biokunststoffe in ihrem NIR-Spektrum eindeutig von konventionellen Kunststoffen unterscheiden. Abgesehen von den bescheidenen Marktmengen, der häufig geringen Verfügbarkeit und dem Fehlen von am europäischen Sekundärrohstoffmarkt gehandelter Biokunststoffregranulate, erschwert der hohe Anteil an Mischungen aus fossilen und biogenen Ausgangsstoffen (Blends) ein Recycling. Vielmehr führt beim Flaschenrecycling (bottle-to-bottle, Recycling I) die Anwesenheit von PLA-Materialien zu einer Beeinträchtigung der Qualität des PET-Regranulats.

Biokunststoffe spielen für ein Recycling derzeit noch keine Rolle, da sie im Vergleich zu fossilen Polymeren derzeit ein Nischendasein fristen. Erst mit steigender Verfügbarkeit am Markt und einem dadurch deutlich erweiterten Einsatzgebiet werden Recyclingprozesse (Recycling II) auch bei Biokunststoffen interessant. Letztlich gilt es fallweise zu prüfen, ob aufgrund der vorhandenen Inkompatibilitäten zwischen den unterschiedlichen Biopolymertypen in Kombination mit diversen Blends, ein zukünftiges Recycling technisch überhaupt realisierbar ist (bioplastics MAGAZINE 01/08).

### 3.4 Szenario Kompostierung/Biogaserzeugung

Aus der Tatsache heraus, dass eine Vielzahl von Biokunststoffen im Verpackungsbereich auch biologisch abbaubar sind, und es andererseits auch fossile Polymere gibt, die unter bestimmten

Bedingungen zu CO<sub>2</sub> und Wasser zersetzt werden, stellt in diesem Zusammenhang die Kompostierung von Biopolymeren eine mögliche Entsorgungsoption dar. Dabei unterscheidet man zwischen der Heimkompostierung, unkontrolliert bei niedrigen Temperaturen, und der industriellen Heißkompostierung, die sich unter kontrollierten Bedingungen in einem Temperaturbereich zwischen 55 und max. 70 °C abspielt.

Besonders im Umfeld einer möglichen Kompostierung sind Biopolymere aufgrund ihrer besonderen Eigenschaften in der Lage, erfolgreich eine Nische zu besetzen, die bis auf wenige Ausnahmen für petrobasierte Kunststoffe verschlossen bleibt. Die Rahmenbedingungen für den aeroben wie auch anaeroben Abbau von Verpackungsmaterialien werden im Europäischen Standard EN 13432, der auf die Kompostierbarkeit von Verpackungskunststoffen eingeht, definiert. Ziel einer jeden Kompostierung ist die Herstellung eines huminstoffreichen Endprodukts (Kompost), das die Qualitätsanforderungen der verschiedenen Anwendungsbereiche erfüllt. Insbesondere bei Biokunststoffen ist zu bedenken, dass bei der Kompostierung praktisch keine wertgebenden Kompostbestandteile, wie Nährstoffe und Humus, gebildet werden. Im ungünstigsten Fall kommt es zu keinem bzw. nur teilweise biologischen Abbau. Fakt ist, dass während der Kompostierung von 100 % biobasierten Polymeren die gleiche Menge an klimaneutralen CO<sub>2</sub> freigesetzt wird, die sich auch bei der Verbrennung bilden würde. Die thermische Verwertung hat aber den Vorteil, dass hier Wärmeenergie frei wird, die genutzt werden kann.

Obwohl Materialien, wie z.B. PLA, unter Einhaltung gewisser Normen als biologisch abbaubar gelten, raten Sammelunternehmen (in Österreich u.a. die ARA AG), von der Entsorgung von Biokunststoffen über die Biotonne ab. Begründet wird dies, dass aufgrund der drohenden Verwechslungsgefahr mit nicht abbaubaren (Bio-)Kunststoffen die Kompostqualität durch nicht abbaubare, fossile Materialien beeinträchtigt wird.

Abgesehen von der im vorigen Absatz beschriebenen Problematik der aeroben Verwertung in Kompostieranlagen gibt es für biologisch abbaubare Polymere prinzipiell auch die Möglichkeit als Inputmaterial für die Biogaserzeugung zu fungieren. In einem zweistufigen anaeroben und anschließenden aeroben Prozess bildet sich aus den biogenen Abfällen neben einem Kompost auch Methan, das für die Elektrizitäts- und Wärmeerzeugung genutzt werden kann. Versuche an der TU Dresden haben gezeigt, dass unter anaeroben Bedingungen in Gegenwart eines mesophilen Temperaturniveaus (ca. 38 °C) die Depolymerisation von Biokunststoffen nicht ausreichend ist, unter thermophilen Bedingungen (> 60 °C) ein Umsatz im Reaktor zu beobachten ist.

Die Biogaserzeugung aus Biopolymeren ist derzeit ein Randthema und stellt aus heutiger Sicht keine Verwertungsoption für Biopolymere da. Sie ist sicherlich dann eine sinnvolle Verwertungslösung, wenn überlagerte und abgelaufene, originalverpackte Lebensmittel zusammen mit der Verpackung entsorgt werden. Dabei besteht der Vorteil darin, dass durch die biologische Umsetzung der Verpackung zusammen mit dem Inhalt, Kosten für eine mechanische Aufbereitung gespart werden können.

Zusammenfassend kann festgehalten werden, dass eine Biogaserzeugung aus abbaubaren Biokunststoffen unter gewissen Voraussetzungen möglich ist, eine Kompostierung nach der direkten Deponierung energetisch und ökologisch gesehen aber die schlechteste aller Entsorgungsvarianten darstellt und somit aus dem abfallwirtschaftlichen Kontext heraus nicht zu präferieren ist.

### 3.5 Szenario Verbrennung

Die Verbrennung von Abfällen (Monoverbrennung in Müllverbrennungsanlagen) stellt nach der Kaskadennutzung (Wiederverwendung) und der Kompostierung eine weitere Verwertungsoption für Biopolymere dar. Biokunststoffe, die sich aufgrund ihres molekularen Aufbaus und aus dem daraus ergebenden biologischen Abbauverhalten nicht für ein hochwertiges Recycling eignen, können wie ihre fossilen Vertreter thermisch verwertet werden. Dabei gilt, dass sich das bei der Verbrennung bildende CO<sub>2</sub> klimaneutral verhält. Je größer der biobasierte Werkstoffanteil ist, desto CO<sub>2</sub>-neutraler ist der Biokunststoff. Ein Vergleich der Heizwerte (Ho) untereinander lässt den Schluss zu, dass die Brennwerte unterschiedlicher Biopolymere stark von der stöchiometrischen Zusammensetzung abhängig sind. So liefern sowohl praktisch durchgeführte Heizwertbestimmungen wie auch Literaturdaten (Endres et al. 2009) ein vergleichbares Ergebnis: im Allgemeinen liegen die Heizwerte von Biopolymeren unterhalb jenen von PE und PP in etwa im Bereich von PA und ABS.

Durch die thermische Nutzung von Biopolymeren wird nachweislich nicht nur weniger CO<sub>2</sub> emittiert, sondern im Rahmen einer industriellen Mitverbrennung zusätzlich Erdöl als Primärenergieträger eingespart. Derzeit sind sowohl in Deutschland durch die Firmen RWE und EON als auch in Österreich durch die EVN (CO<sub>2</sub>-use) verschiedene Forschungsprojekte am Laufen, die im Bereich der Rohstoffherzeugung im Zusammenhang mit der Abfallmonoverbrennung angesiedelt sind. Energieversorgungsunternehmen wollen dabei einen Teil des während der Müllverbrennung entstehenden CO<sub>2</sub> einer stofflichen Nutzung zuführen. Das CO<sub>2</sub> kann indirekt auch zur Erzeugung von Biokunststoffen aus Mikroalgen nutzbringend und vor allem klimaschonend verwertet werden. Algen können im Gegensatz zu Landpflanzen das CO<sub>2</sub> wesentlich schneller über die Photosynthese verstoffwechseln. Die daraus gebildete Biomasse kann einer energetischen wie auch stofflichen Nutzung zugeführt werden. Gegenwärtig sind bis auf vereinzelte Feasability-Studien noch keine Detailergebnisse bekannt. Die hohen Investitionskosten, der relativ große Ernteaufwand und die bis dato fehlende großtechnische Umsetzung haben dieser Technik sicherlich noch nicht zum notwendigen Durchbruch am Markt verholfen.

### 3.6 Szenario Deponie

Eine direkte Deponierung gilt innerhalb der EU bereits seit Jahren im Sinne einer modernen, ressourcenorientierten Abfall- und Kreislaufwirtschaft als nicht mehr zeitgemäß. Die Deponierungsrate bei Kunststoffabfällen, die derzeit in Europa noch bei rund 40 % liegt, soll mittelfristig (bis 2020) auf nahezu 0 % reduziert werden. Im Jahr 2010 lag die EU-weite Verwertungsrate (stofflich + thermisch) laut der Vereinigung der Kunststoffrecycler (Epro) für Kunststoffverpackungen bereits bei 65,9 %, Tendenz steigend. Bei Kunststoffen im Allgemeinen beträgt sie 57,9 %.

Rückt man die in Österreich geltenden rechtlichen Rahmenbedingungen in den Fokus, so ist es seit in Krafttreten der Deponierverordnung 1996 mit 1. Jänner 2004 verboten, unbehandelte Abfälle mit einem TOC von mehr als 5 Gew.-% direkt abzulagern. Dieses Deponierungsverbot gilt auch für Abfälle deren oberer Heizwert (Brennwert, H<sub>o</sub>) über 6.600 kJ/kg TS beträgt. Beide Kriterien schließen somit eine direkte Deponierung von Biokunststoffen, egal ob biologisch abbaubar oder nicht, von vorne herein aus. Diese Vorgabe ist auch aus umweltpolitischen Überlegungen heraus sinnvoll, da ein hoher Organikanteil eine erhöhte biologische Aktivität im Deponiekörper zur Folge hat. Dies wiederum führt über die Jahre hinweg zu Senkungen und daraus resultierenden Stabilitätsproblemen des Deponiekörpers bzw. einer verstärkten Entstehung und z.T. unkontrollierten Freisetzung von klimaschädigendem Treibhausgas (Methan).

Abgesehen von dem Deponierungsverbot stellt die Ablagerung von Biopolymeren die schlechteste Entsorgungsoption dar, da sie, abgesehen von einer zeitlich beschränkten Nutzungsphase des Deponiegases zur Verstromung, keinerlei zusätzlichen ökologischen und ökonomischen Nutzen mit sich bringt. Derzeit ist die am (Abfall-)markt befindliche Menge an Biokunststoffen aus dem Verpackungsbereich sehr gering (deutlich unter 1 Gew.-%). Auch wenn diese in Zukunft im Steigen begriffen ist, wird sich an der Tatsache nichts ändern, dass die Deponierung von Biokunststoffen in Österreich und in anderen EU-Mitgliedstaaten rein rechtlich gesehen keine Option darstellt.

## 4 RESÜMEE

Biokunststoffe etablieren sich zunehmend auf den internationalen Märkten und werden zukünftig die Abfallwirtschaft vor neuen Herausforderungen stellen. Fragen, die die Erfassung und Verwertung bzw. Entsorgung dieser Werkstoffgruppe betreffen, müssen sich bereits heute gestellt werden um in Zukunft auf erhöhte Mengenaufkommen reagieren zu können. Es geht vor allem darum, effiziente, auf die Materialbeschaffenheit zugeschnittene und ökologisch sowie ökonomisch sinnvolle Lösungsansätze im Zusammenhang mit der Sammlung, der Verwertung bzw. der Entsorgung von Biokunststoffverpackungen zu entwickeln.

Geht es nach der Meinung von Experten und Marktbeobachtern, so werden Biokunststoffe mittel- bis langfristig herkömmliche, petrobasierte Kunststoffe sicherlich nicht komplett verdrängen. Seit langem etablierte Kunststoffarten (PP, PE, PS, PET, etc.), die im Verpackungsbereich und u.a. auch im Lebensmittelverpackungsbereich seit Jahren erfolgreich eingesetzt

werden, verschwinden sicherlich nicht kurzfristig vom Markt. Der Einsatz von Biokunststoffen steht in vielen Fällen im Zusammenhang mit einem Zusatznutzen. Dies sind u.a. die Bioabbaubarkeit (unter bestimmten Voraussetzungen) bzw. eine verbesserte Sauerstoffdurchlässigkeit für Lebensmittelanwendungen. Durch den intelligenten Einsatz von modernen, auf nachwachsenden Rohstoffen basierenden Verpackungen, die biologisch abbaubar sind, mitunter aber auch mehrfach genutzt werden können und am Ende ihrer Lebenszeit als Rohstoffquelle zur Verfügung stehen, kann ein wertvoller Beitrag zum effizienten Einsatz von natürlichen vorkommenden, erneuerbaren Ressourcen geleistet werden. Dies trägt auch zu einem nachhaltigen Umgang mit natürlichen Ressourcen und zum Umweltschutz bei.

Verständliche, umweltverträgliche und vor allem von der Bevölkerung akzeptierte Sammelsysteme für die Erfassung von Biokunststoffen sind abfallwirtschaftlich gesehen notwendig, wenn es darum geht die Verpackungen effizient und umweltverträglich zu verwerten. Betrachtet man die End-of-Life-Optionen für kurzlebige Biopolymere so liegt vor allem im Verpackungsbereich der Schluss nahe, dass eine an sich gute Idee nicht zu Ende gedacht wurde. Verschiedene Labels und Bezeichnungen im Umfeld von Biokunststoffverpackungen sorgen für Verwirrung beim Konsumenten. Hinzu kommt, dass Systeme für die werk- bzw. rohstoffliche Verwertung für verschiedene Biokunststoffarten ebenso wenig existieren, wie vorgeschaltete Sammel- und Sortierprozesse zur sortenreinen Anreicherung (Monofraktion). Dies ist auch vor dem Hintergrund zu sehen, dass biologisch abbaubare Kunststoffe nicht immer das halten, was sie gemäß ihrer Bezeichnung versprechen.

So vielfältig das derzeitige Einsatzgebiet von Biopolymeren auch ist, so mannigfaltig und doch verschieden sind die Möglichkeiten der Verwertung bzw. Entsorgung. In Anbetracht des heutigen Wissenstandes ist aus ökologischer und ökonomischer Sichtweise heraus die thermische Verwertung von Biopolymeren, aufgrund der Tatsache, dass ein Recycling durch (noch) zu geringe Marktmengen und fehlende einheitliche Erfassungssysteme (Monofraktionen) nicht möglich ist, die bessere Alternative zur Kompostierung bzw. direkten Deponierung.

## LITERATUR

- Arbeitskreis Bioplastics in der IK Industrievereinigung Kunststoffverpackungen e.V. (2011) *Bioplastics aus Sicht der Hersteller von Verpackungen und Folien*. Bad Homburg; Deutschland.
- Kreindl, G. (2012) *Analyse und Optimierung der Sammlung und Entsorgung biologisch abbaubarer Kunststoffverpackungen unter Berücksichtigung der abfallwirtschaftlichen Situation in Österreich*. Dissertation an der Montanuniversität Leoben (unveröffentlicht); Österreich.
- Endres, H.-J. & Siebert-Raths, A. (2009) *Technische Biopolymere – Rahmenbedingungen, Marktsituation, Herstellung und Eigenschaften*. München; Deutschland: Carl Hanser Verlag.
- Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e.V. (2007): *Marktanalyse Nachwachsende Rohstoffe Teil II*. Gölzow; Deutschland.
- Endres, H.-J., Siebert-Raths, A. & Kitzler, A.-S. (2008): Biopolymers – a discussion on „End of Life“ options. In: *bioplastics MAGAZINE [01/08] Vol. 3*, p. 22-25.

# Gewinnung eines Entstickungsmittels aus Gärresten von Biogasanlagen

M. Ellersdorfer

Montanuniversität Leoben, Institut für Verfahrenstechnik des industriellen Umweltschutzes, Leoben, Österreich

**KURZFASSUNG:** Die selektive Abtrennung von Ammonium aus der Gärrestflüssigphase kann eine mögliche Hemmung des anaeroben Abbaus durch Aufkonzentrierung von  $\text{NH}_4^+$  im betrieblichen Prozesswasserkreislauf einer Biogasanlage verhindern. (Luft-)Strippverfahren konnten sich trotz der guten Abscheideleistung aufgrund der Betriebs- und Investitionskosten bisher nicht durchsetzen. Mittels Laborversuchen und grundlegenden Bilanzierungen wird untersucht, ob die Erzeugung eines vorkonzentrierten, ammoniumhaltigen Stroms mittels Ionentauscher (Zeolith) aus Gärresten technisch durchführbar ist, wobei aus diesem Strom entweder direkt oder durch nachfolgende Luftstrippung ein Entstickungsmittel für DeNO<sub>x</sub>-Anlagen erzeugt werden soll (Ionentauscher-Loop-Striping). Aufgrund der im Vergleich zum absoluten  $\text{NH}_4^+$ -Gehalt von Gärresten erzielbaren, geringen Austauschkapazität von etwa 8 mg  $\text{NH}_4^+$ /g Zeolith ist unter den gewählten Versuchsbedingungen die wirtschaftlich sinnvolle Umsetzung in einer praktischen Anlage nur bedingt möglich. Durch weitere Optimierungen könnte das Verfahren für die selektive Entfrachtung eines Teilstromes der Gärrestflüssigphase eingesetzt werden.

## 1 EINLEITUNG

An Biogasanlagen entsteht neben dem eigentlichen Biogas, welches einer Verstromung oder Einspeisung ins Erdgasnetz zugeführt wird, als Reststoff des anaeroben Abbaus ein sogenannter „Gärrest“. Dieser stellt im Wesentlichen eine wässrige Suspension mit TS-Gehalten von 4–10 % dar. Neben nicht abbaubaren Substratbestandteilen, Phosphor und Kalium enthalten Gärreste abhängig vom Ausgangssubstrat signifikante Mengen an Stickstoff, vorwiegend in Form von Ammonium (Poetsch 2004, Wendland 2009).

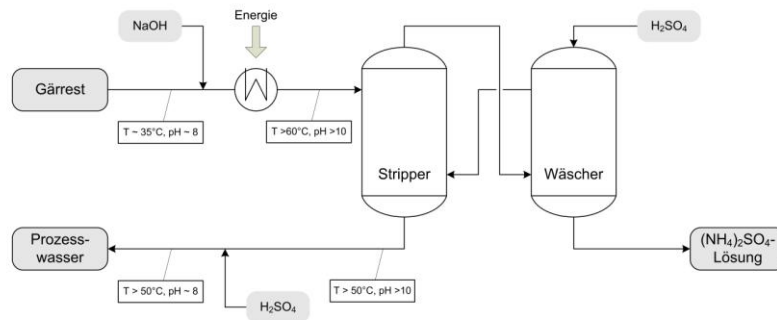
Oft wird bei der Planung von Biogasanlagen nur der Wertstoff Biogas betrachtet, ökonomisch und ökologisch genauso wichtig ist allerdings auch die Entsorgung der entstehenden Gärreste. Diese erfolgt aufgrund der Düngewirkung (N,P,K-Gehalt) meist über den Weg der Ausbringung auf landwirtschaftliche Flächen, welche durch rechtliche Vorgaben stark reglementiert wird. Verschärft durch die Situation beim Einsatz stark stickstoffhaltiger Substrate bzw. biogener Reststoffe neben rein landwirtschaftlichen Substraten (Co-Fermentation) reichen die Zwischenlagerkapazitäten bzw. die in einem ökonomisch erreichbaren Transportradius um die Biogasanlage herum verfügbaren Agrarflächen für die vollständige Gärrestausrückführung oft nicht aus. Abfallwirtschaftliche bzw. industrielle Biogasanlagen gehen deshalb meist andere Wege zur Gärrestverwertung, welchen vielfach eine Fest-/Flüssigtrennung vorausgeht. Der feste Gärreststand kann z.B. getrocknet als Ersatzbrennstoff verwertet werden, die Flüssigphase wird im Hinblick auf eine Kreislaufführung als Prozesswasser aufbereitet. Zur Reduktion des Gehalts an gut wasserlöslichem Ammonium im Kreislaufwasser, welches in Konzentrationen  $> 5 \text{ g NH}_4^+/\text{l}$  zu einer Hemmung des anaeroben Abbauprozesses führen kann, kommen beispielsweise SBR-Anlagen, das Anammox-Verfahren oder das Anastrip-Verfahren zum Einsatz, deren Investitions- und Betriebskosten den wirtschaftlichen Betrieb einer Biogasanlage negativ beeinflussen können (Hofstetter 2009, Lootsma 2008, Puchas 2007, Raussen 2010).

Aus diesem Grund soll ein neuartiges Verfahren zur selektiven Abtrennung von  $\text{NH}_4^+$  basierend auf Luftstrippung eines mit Zeolith vorangereicherten, aus der Gärrestflüssigphase gewonnenen, Teilstroms entwickelt werden. Nachdem sich die konventionelle Luftstrippung aus ver-



schiedenen Gründen als bisher nicht ökonomisch für eine Entfrachtung von Gärresten erwiesen hat (Hofstetter 2009), sollen durch Vorkonzentrierung von Ammonium über ein Ionentauscherbett die Investitions- und Betriebskosten der Luftstrippung durch Reduktion der notwendigen Apparategröße sowie des Energie- und Betriebsmitteleinsatzes gesenkt und somit das Gesamtverfahren wirtschaftlich gemacht werden (Ionentauscher-Loop-Stripping, Abb. 1). Ziel ist, durch regelmäßige Regeneration des Ionentauschers mit Schwefelsäure entweder direkt eine  $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ -haltige Lösung zu erzeugen, welche als ammoniakabgebender Stoff in ausreichender Konzentration ( $> 40$  Gew.-%  $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ ) für den Einsatz an DeNO<sub>x</sub>-Anlagen z.B. von Zementwerken geeignet ist (Kepplinger 2006), oder indirekt über eine NaCl-Lösung und nachfolgende Luftstrippung die erforderliche Ammoniumsulfatkonzentration zu erreichen. Bei letzterer Variante muss jedenfalls eine Strippung erfolgen, da die direkte Verwendung der Regenerationslösung aufgrund des Chloridgehalts für eine Entstickung z.B. im Zementwerk nicht geeignet ist (Chlorid-Kreislauf).

#### Luftstrippung konventionell



#### Ionentauscher-Loop-Stripping

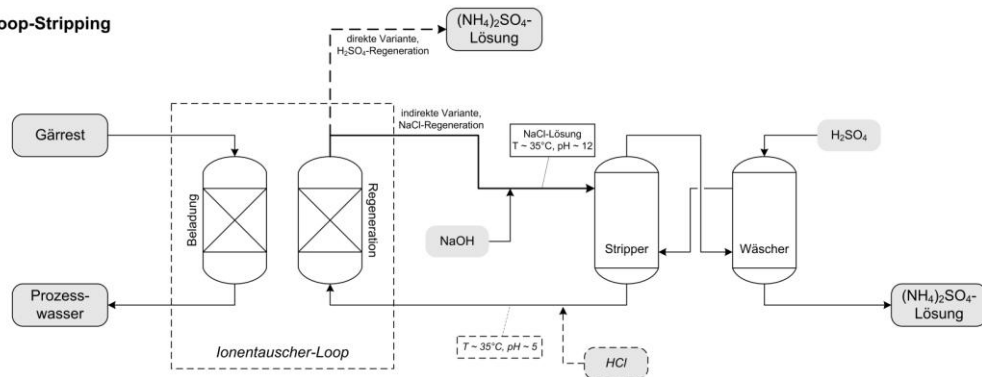


Abb. 1: Fließbilder der konventionellen Luftstrippung und des Ionentauscher-Loop-Strippings

Zeolithe sind Alumosilikate, welche unterschiedliche Gerüststrukturen aus  $\text{SiO}_4^-$  und  $\text{AlO}_4^-$  Tetraedern bilden. Im Bereich der Abwasserreinigung wird vor allem Klinoptilolith eingesetzt, welcher sich durch eine hohe Kationenaustauschkapazität (KAK) und eine hohe Selektivität für Ammonium auszeichnet. Die theoretische KAK wird in der Literatur mit  $14 - 32 \text{ mg NH}_4^+/\text{g}$  angegeben. Die praktisch erreichbare Austauschkapazität wird vor allem von der Korngröße, der Kontaktdauer mit und dem Gehalt an  $\text{NH}_4^+$  bzw. anderen Kationen in der zu behandelnden Lösung beeinflusst. Mittels Überführung des Zeoliths in die H- bzw. Na-Form, d.h. Austausch der natürlich vorhandenen Kationen in den Nanoporen durch Behandlung mit Salzsäure oder NaCl-Lösungen, kann die Austauschkapazität zusätzlich erhöht werden. Bisher wurden wenige über den Labormaßstab hinausgehende Anlagen zur Abwasserreinigung mittels Zeolith realisiert. Meist beschränkten sich Versuche auf Abwasser bzw. Modellösungen und  $\text{NH}_4^+$ -Gehalte unter  $100 \text{ mg/Liter}$  (Hedström 2001, Zhao 2004). Deshalb soll die Anwendbarkeit von Zeolith für eine Entfrachtung von höher konzentrierten Gärresten ( $1000 \text{ mg NH}_4^+/\text{l}$ ) untersucht werden.

## 2 METHODDIK

Um grundlegende Verfahrensparameter des Ionentauscher-Loop-Strippings festlegen zu können, werden Laborversuche bezüglich Standzeiten, Regenerationsfähigkeit und mögliche Aufkonzentrierung durch ein Ionentauscherbett durchgeführt.

### 2.1 Versuchsaufbau und Analytik

Für die Untersuchungen wird eine Packungskolonie im Labormaßstab verwendet. Abb. 2 zeigt den Versuchsaufbau im Überblick.

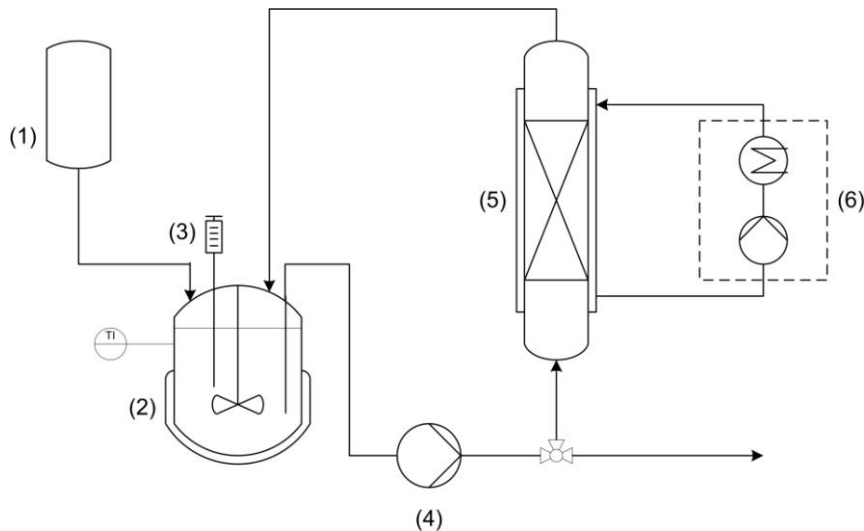


Abb. 2: Versuchsaufbau im Labor; (1) Vorlagebehälter, (2) Mischbehälter, (3) Probenahmesystem, (4) Pumpe, (5) Packungskolonie, (6) Kolonnenheizung

Der Versuchsaufbau besteht aus einem Vorlage- und einem Mischbehälter (jeweils 1000 ml) sowie einer Packungskolonie (Innendurchmesser 5 cm, Gesamthöhe ca. 40 cm), welche mit Ionentauschermaterial gefüllt wird. Die Ionentauscherschüttung wird von porösen Keramikfilterplatten getragen, eine Schicht aus Glaskügelchen (Durchmesser 1 mm) sorgt für eine homogene Verteilung des Flüssigkeitsstromes. Aus dem Vorlagebehälter wird ein bestimmtes Lösungsvolumen in das Mischgefäß eingebracht und über die Pumpe von unten nach oben durch die Packungskolonie gefördert. Vom Überlauf der Packungskolonie läuft die Lösung wieder in den Mischbehälter zurück. Diese Variante wird aufgrund der zu erwartenden Adsorptionskinetik der  $\text{NH}_4^+$ -Aufnahme gewählt, um die Dauer der Kontaktzeit zwischen Ionentauschermaterial und Lösung variieren zu können. Durch Drehzahlregelung der Pumpe kann die Strömungsgeschwindigkeit in der Packung verändert werden. Sowohl das Mischgefäß als auch die Kolonne selbst sind bis zu einer Temperatur von etwa 140 °C indirekt beheizbar. Die Probenahme erfolgt über ein Einleiterrohr direkt aus dem Mischbehälter. Im Kreislaufbetrieb sind im System insgesamt 2000 ml an Lösung im Umlauf.

### 2.2 Versuchsdurchführung

Als Packungsmaterial wird natürlicher Zeolith (Klinoptilolith-Gehalt: 82 – 85 %) mit einer Korngröße zwischen 1 und 2,5 mm gewählt. Zur Bestimmung der  $\text{NH}_4^+$ -Konzentration der in definierten Abständen aus dem Mischbehälter entnommenen Proben kommt eine gassensitive, ionenselektive Einstabmesskette (NH 500/2, WTW) zum Einsatz. Der Ablauf jedes Versuchs gliedert sich in die Phasen Vorbehandlung, Beladung (Adsorption) und Regeneration (Desorption), deren Dauer und Art unterschiedlich gestaltet sind. Außerdem variieren die Zeolithmenge in und der Durchfluss durch die Packungskolonie. Tab. 1 zeigt die Versuchsbedingungen im Überblick.

Tab. 1: Gewählte Versuchsbedingungen für die Beladung/Regeneration der Packungskolonne

Nr.	$V_L$ [ml/min]	$Z^1$ [g]	$Z/L^2$ [g/ml]	$v^3$ [cm/s]	Vorbehandlung	Beladung	Regeneration
(1)	300	250	0,125	0,25	-	1-stufig, 2000 ml, 150 min	-
(2)	500	250	0,167	0,42	-	1-stufig, 1500 ml, 90 min	3 %-ige $H_2SO_4$ , 1000 ml, 25 °C, 30 min
(3)	400	250	0,125	0,34	-	1-stufig, 2000 ml, 90 min	10 %-ige $H_2SO_4$ , 1000 ml, 60°C, 60 min
(4)	400	250	0,125	0,34	-	1-stufig, 2000 ml, 90 min	100 g/l NaCl, 1000 ml, 25°C, 60 min
(4A)	400	250	0,125	0,34	Zeolith aus (4)	1-stufig, 2000 ml, 90 min	150 g/l NaCl, 1000 ml, 25°C, 60 min
(5)	400	350	0,175	0,34	100 g/l NaCl, 1000 ml, 20 min	2-stufig, 2 x 2000 ml, 2 x je 60 min	100 g/l NaCl, 1000 ml, 20°C, 60 min
(6)	400	350	0,175	0,34	3 N NaCl (pH 5), 1000 ml, 120 min	2-stufig, 2 x 2000 ml, 2 x je 90 min	3 N NaCl (pH 5), 1000 ml, 25°C, 120 min

<sup>1</sup> Zeolithmenge in der Packungskolonne

<sup>2</sup> Verhältnis Zeolithmasse zu Lösungsmenge während der Beladung gerechnet pro Stufe

<sup>3</sup> Strömungsgeschwindigkeit bezogen auf leeren Kolonnenquerschnitt (Durchmesser = 5 cm)

Da reale Gärrestproben nur bedingt lagerstabil sind und vor allem hinsichtlich des Ammoniumgehalts keine sichere Konservierung möglich ist, werden für die Beladungsversuche Modelllösungen mit 1000 mg  $NH_4^+$ /Liter ( $NH_4Cl$  in deionisiertem Wasser) verwendet. Diese idealisierten Bedingungen stellen somit den optimalen Fall für eine praktische Festlegung der Verfahrensparameter dar. Zwischen den Beladungs- und Regenerationsphasen wird die Kolonne mit Isopropanol gespült, um oberflächliche Lösungs- bzw. Ammoniumreste zu entfernen. Im Falle der zweistufigen Beladung erfolgt nach der ersten Beladungsstufe ein vollständiger Ersatz der verbrauchten durch frische Lösung (1000 mg  $NH_4^+$ /Liter) ohne Zwischenspülen.

Unterschiedliche Durchflüsse  $V_L$  sollen den möglichen Einfluss der Strömungsgeschwindigkeit  $v$  auf die Ammoniumaufnahme quantifizieren. Zusätzlich wird die Zeolithmasse  $Z$  in der Packungskolonne verändert und damit das Verhältnis Ionenaustersmasse zu Lösungsvolumen pro Beladungszyklus variiert ( $Z$ /Liter-Verhältnis).

Die Regeneration des Zeoliths erfolgt mit jeweils 1000 ml, unterschiedlich konzentrierten, schwefelsäure- bzw. natriumchloridhaltigen Lösungen. Die in Versuch 6 verwendete 3N-NaCl-Lösung (175,32 g/Liter NaCl) ist mit Salzsäure auf einen pH-Wert von 5 eingestellt. Das regenerierte Zeolithbett aus Versuch 4 wird mit Isopropanol gespült und direkt weiterverwendet (Versuch 4A). Bei allen anderen Versuchen wird die Kolonne vor Beginn mit frischem Zeolith befüllt und durch Spülen mit deionisiertem Wasser entschlämmt. Die Versuchsdauer variiert sowohl bei der Beladung wie auch bei der Regeneration zwischen 30 und 120 min.

### 3 ERGEBNISSE

Abb. 3 zeigt die Ergebnisse der Versuche (1) bis (6) zur Beladung und Regeneration des Zeoliths. Im Konzentrationsverlauf wird die „relative Lösungskonzentration [%]“ in Abhängigkeit der Versuchsdauer aufgetragen. Diese errechnet sich aus der gemessenen Lösungskonzentration zum jeweiligen Zeitpunkt  $t$  dividiert durch die Ausgangskonzentration (1.000 mg  $NH_4^+$ /Liter). Die Beladungsverläufe ergeben sich, indem die aus den gemessenen Lösungskonzentrationen berechnete Menge an adsorbiertem  $NH_4^+$  auf die Zeolithmasse in der Kolonne bezogen wird.

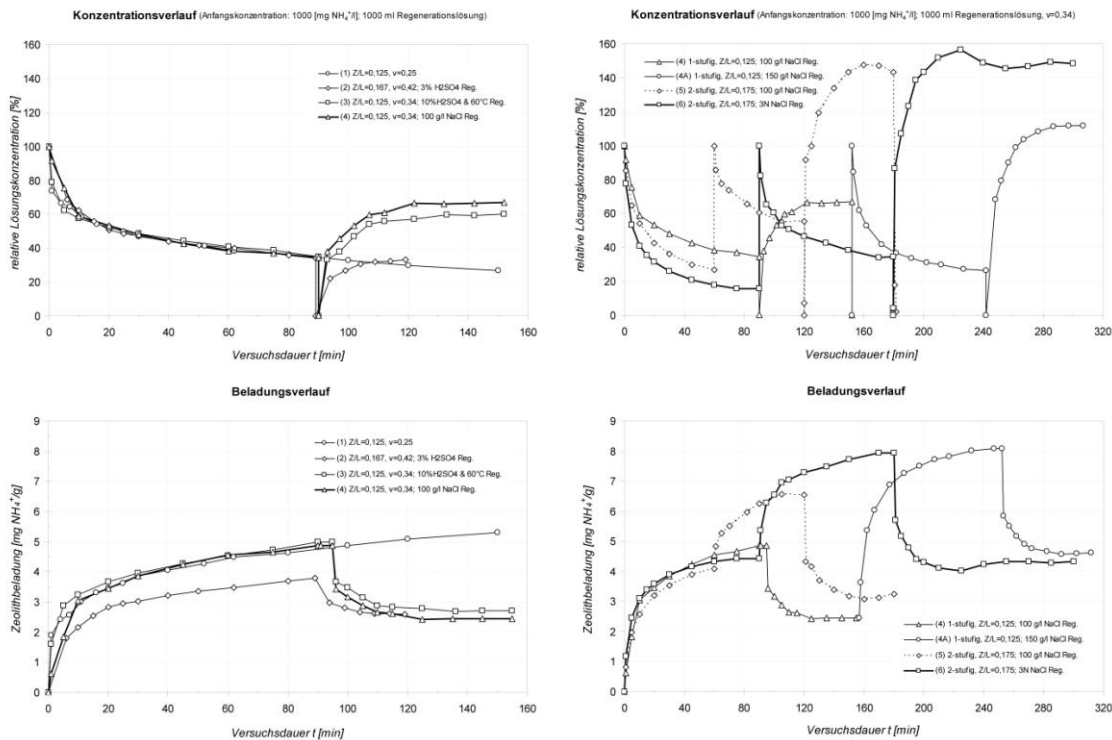


Abb. 3: Konzentrationsverläufe im Mischgefäß bzw. Zeolithbeladung während der Versuche

Die Verläufe der relativen Lösungskonzentrationen der Versuche 1 – 4 zeigen in den ersten Minuten noch leichte Unterschiede, nach 15 – 20 Minuten verlaufen die Kurven nahezu deckungsgleich. Die Geschwindigkeit der  $\text{NH}_4^+$ -Adsorption hängt im gewählten Versuchsaufbau nicht von der Anströmgeschwindigkeit oder dem Verhältnis Lösungsmenge zu Zeolithmenge, sondern vorwiegend vom Konzentrationsgradienten ab. Im Beladungsverlauf zeigt sich die Auswirkung der geringeren, absoluten  $\text{NH}_4^+$ -Menge bei Versuch 2 ( $\text{Z/Liter} = 0,167$ ). In den Versuchen 1, 3 und 4 können nach 90 min Versuchsdauer Beladungen um  $5 \text{ mg NH}_4^+/\text{g}$  Zeolith erreicht werden. Die Desorption mit NaCl führt zu höheren Regenerationsraten im Vergleich zu  $\text{H}_2\text{SO}_4$ -Lösungen, selbst wenn die Desorption bei erhöhter Temperatur stattfindet. So konnten mit 3 %-iger Schwefelsäure 31,8 %, mit 10 %-iger Schwefelsäure bei  $60^\circ\text{C}$  45,6 % und mit  $100 \text{ g/Liter}$  NaCl-Lösung immerhin 49,7 %  $\text{NH}_4^+$  desorbiert werden. Bei Verwendung höher konzentrierter Schwefelsäure besteht die Gefahr einer Beschädigung der Gitterstruktur des Zeoliths. Eine Regeneration mit NaCl führt bei erneuter Beladung zu einer deutlich höheren Austauschkapazität wie Versuch 4A zeigt. Dadurch steigt die in 90 min Beladungszeit erreichbare Austauschkapazität auf  $8 \text{ mg NH}_4^+/\text{g}$ . Eine Erhöhung der absoluten Ammoniummenge in der Beladungsphase durch zweistufige Beladung und gleichzeitige Steigerung des  $\text{Z/L}$ -Verhältnisses auf 0,175 bedingt bei 20-minütiger Vorbehandlung mit  $100 \text{ g/Liter}$  NaCl nach 120 min Beladungsphase eine  $\text{NH}_4^+$ -Adsorption von  $6,5 \text{ mg/g}$ . Bei Verwendung einer 3N-NaCl-Lösung mit pH 5 und 90 minütiger Vorbehandlung erhöht sich die  $\text{NH}_4^+$ -Adsorption nach 120 min Beladungsdauer auf Werte um  $7,5 \text{ mg/g}$  bzw.  $8 \text{ mg/g}$  nach 180 min. Die Konzentration der Regenerationslösungen liegt gegen Ende der Versuche 4A, 5 und 6 deutlich über der Konzentration der Beladungslösung. Generell ist bei allen Versuchen die Adsorption bzw. Desorption von ca. 80 % des gesamten Ammoniums innerhalb der ersten 20 – 30 min abgeschlossen.

#### 4 DISKUSSION

Sowohl bei Versuch 5 als auch bei Versuch 6 zeigt sich nach etwa 40 min Regenerationsdauer eine leichte Abnahme der  $\text{NH}_4^+$ -Konzentration in der Regenerationslösung, deren Ursache noch nicht eindeutig geklärt werden konnte. Aufgrund der baulichen Gestaltung der Packungskolonnen sind die einsetzbare Zeolithmenge sowie die zirkulierbare Lösungsmenge nach oben und unten hin begrenzt. Daher ist es mit dem gewählten Laboraufbau nicht möglich, das Konzentrati-

onsniveau für  $\text{NH}_4^+$  in der Regenerationslösung weiter zu erhöhen. Dies könnte in einem anders dimensionierten Versuchsaufbau aufgrund der bisherigen Erfahrungen durchaus noch gelingen.

## 5 SCHLUSSFOLGERUNGEN

Eine selektive Anreicherung von Ammonium mittels natürlichem Zeolith bei Ausgangskonzentrationen von  $1000 \text{ mg NH}_4^+/\text{l}$  ist grundsätzlich möglich, wobei durch Vorbehandlung und Regenerationsverfahren die Beladungskapazität und damit die Reinigungsleistung einer Zeolith-Packung signifikant gesteigert werden kann. Mit Schwefelsäure können allerdings keine ausreichenden Regenerationsrate bzw.  $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ -Konzentrationen für den direkten Einsatz als Entstickungsmittel erreicht werden. Im Vergleich dazu führt die Desorption mit NaCl zu höheren Austauschkapazitäten, wodurch eine  $\text{NH}_4^+$ -Strippung der Regenerationslösung möglich und durch die hohe Adsorptionsgeschwindigkeit in den ersten 20 – 30 Minuten bei entsprechender Verfahrensgestaltung auch technisch durchführbar scheint. Möglicherweise kann die Austauschkapazität durch Verwendung einer NaCl-Lösung mit pH 11 – 12 gekoppelt mit einer direkten Luftstrippung dieser Lösung noch gesteigert werden. Momentan sind bei einer praktisch erreichbaren Austauschkapazität von  $8 \text{ mg NH}_4^+/\text{g}$  Zeolith für  $1 \text{ m}^3$  Gärrest/h ( $1000 \text{ mg NH}_4^+/\text{Liter}$ , 1 Beladungs-/Regenerationszyklus pro h) rund 350 Tonnen Zeolith notwendig, wobei bei realen Gärresten die Austauschkapazität aufgrund anderer Kationen (z.B.  $\text{K}^+$ ) niedriger sein dürfte. Aus diesem Grund ist eine praktische Umsetzung derzeit nur in kleinerem Maßstab zur Teilstrombehandlung der Gärrestflüssigphase denkbar. Dafür müssen die Adsorptions- und Regenerationsbedingungen gezielt optimiert bzw. weitere potentielle Ionentauscher getestet werden. Dies soll mittels einer mobilen Versuchsanlage für den Einsatz an Biogasanlagen erfolgen, um die Durchführbarkeit der Gärrestentfrachtung unter realen Bedingungen zu demonstrieren und Daten für stoffliche und energetische Bilanzierungen bzw. eine Feasibility-Studie zu sammeln.

## LITERATUR

- Europäische Kommission (ed.) (2009) *Integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung - Merkblatt über Beste Verfügbare Techniken in der Zement-, Kalk- und Magnesiumoxidindustrie*, Sevilla, Spanien.
- Hedström, A. (2001) Ion exchange of ammonium in zeolites: A literature review. *Journal of Environmental Engineering* 127 (8), 673-681.
- Hofstetter, E.-M., Gabler, R., Pfeiffer, S., Hilbrig, F. & Freitag, R. (2009) Ammoniakstrippung an einer etablierten, thermophilen Biogasanlage - technische und wirtschaftliche Evaluierung. *Chemie Ingenieur Technik* 81 (7), 921-932.
- Kepplinger, W. & Hollauf, B. (2006) Verwendung eines Ammoniak abgebenden Reststoffs. *Internationale Patentanmeldung, Anmeldenummer: WO2006/095261A1*. Montanuniversität Leoben, Austria.
- Lootsma, A. & Raussen, T. (2008) Aktuelle Verfahren zur Aufbereitung und Verwertung von Gärresten, In: *Wiemer, K. & Kern, M. (eds.) Bio- und Sekundärrohstoffverwertung III, stofflich - energetisch; Proceedings zum 20. Kasseler Abfall- und Bioenergieforum 2008*. Witzenhausen, Germany, 559-576.
- Poetsch, E., Pfundtner, E., Resch, R. & Much, P. (2004) Stoffliche Zusammensetzung und Ausbringungseigenschaften von Gärrückständen aus Biogasanlagen. In: *10. Alpenländisches Expertenforum (18.-19. März 2004)*. Irdning, Austria: BAL Gumpenstein.
- Puchas, K. (2007) Möglichkeiten der Gärrestbehandlung von Biogasanlagen - "Technologie-Screening", In: *Beilage zur Bauherrnmappe BIOGAS*. Auersbach/Graz, Austria: LEA Oststeiermark.
- Raussen, T. & Kern, M. (2010) Gärreste aus der Bioabfallbehandlung - Mengen, Qualitäten, Behandlung und Verbleib, In: *Thome-Kozmiensky, K J. & Beckmann, M. (eds.) Erneuerbare Energien Band 4 - Biomasse und Biogas, Ersatzbrennstoffe, Solar- und Windenergie*. Neurupping, Germany: TK Verlag Karl Thome-Kozmiensky, 161-175.
- Wendland, M. & Geiger, H. (2009) Einsatz als Dünger und Inverkehrbringen der Gärrückstände, In: *Biogashandbuch Bayern - Materialienband*. Augsburg, Germany: Bayerisches Landesamt für Umwelt.
- Zhao, Y.-p., Gao, T.-y., Jiang, S.-y., & Cao, D.-w. (2004) Ammonium removal by modified zeolite from municipal wastewater. *Journal of Environmental Sciences* 16 (6), 1001-1004.

# Konzepte zur Gewinnung von Seltenen Erden aus Leuchtstoffen

A. Poscher, S. Luidold & H. Antrekowitsch

Montanuniversität Leoben, Lehrstuhl für Nichteisenmetallurgie, Leoben, Österreich

**KURZFASSUNG:** Heutzutage finden Seltene Erden (SE) in vielen Bereichen des modernen Alltags Anwendung. Ihre Einsatzgebiete erstrecken sich vom Legierungselement in Permanentmagneten über Katalysatoren und Wasserstoffspeicherlegierungen bis hin zu Applikationen in der Glas- und Keramikindustrie. Ebenso dienen sie in der Leuchtmittelindustrie zur Produktion von Leuchtstoffen für Fluoreszenzlampen, Energiesparlampen oder LED's. Oftmals erfolgen eine Sammlung und eine mechanische Aufbereitung dieser Leuchtmittel am Ende ihrer Lebensdauer, wobei neben SE-haltigen auch mit Quecksilber verunreinigte Feinfraktionen anfallen, welche meistens deponiert werden. Auf Grund der in den letzten zwei Jahren stark gestiegenen Preise für Seltene Erden erscheint eine Wiedergewinnung dieser Elemente aus Leuchtstoffen über hydrometallurgische Prozesse als ökonomisch sinnvoll. Sehr komplex ist jedoch die Anwesenheit einer Vielzahl unterschiedlichster enthaltener Elemente, welche durch ihre individuellen Eigenschaften (z.B. Löslichkeitsdifferenzen) hohe Anforderungen an einen Extraktionsprozess für Seltene Erden stellen. Neben einem Überblick von den in Leuchtstoffen vorhandenen Verbindungen beschreibt diese Veröffentlichung bereits bestehende sowie eigene Untersuchungen zur Aufarbeitung dieser Materialien.

## 1 EINLEITUNG

Trotz ihrer im Vergleich zu den Massenmetallen Aluminium und Kupfer geringen Produktionsmenge nehmen die Seltenen Erden eine Schlüsselposition bei der Produktion von High-Tech-Produkten ein. Allerdings sorgt die Monopolstellung Chinas bei der Erzeugung dieser Elemente dafür, dass die Versorgungssituation der westlichen Welt mit diesen Elementen als durchaus kritisch zu bewerten ist. Etwa 98 % der jährlichen Minenproduktion von 133.000 Tonnen (2010) an Seltenen Erden, also 130.000 Tonnen (Cordier 2012), entfällt auf die Volksrepublik.

Die Europäische Union (EU-27) importierte im Jahr 2008 23.013 Tonnen dieser Elemente um ihren Bedarf zu decken. Die Abb. 1 zeigt die anteiligen Importe an Seltenen Erden der EU-27, wobei der österreichische Bedarf von rund 4 % der Weltminenproduktion besonders hervorzuheben ist.

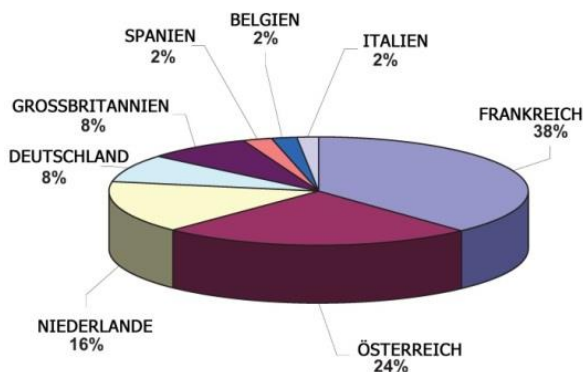


Abb. 1: Anteil verschiedener Staaten am EU-Gesamtimport (Schüler et al. 2011)

Die Preisentwicklung der SE (Abb. 2), unter anderem hervorgerufen durch Exportrestriktionen Chinas in den vergangenen Jahren, bewirkte eine Verstärkung der Recyclingaktivitäten im Bereich unterschiedlicher Sekundärrohstoffe.

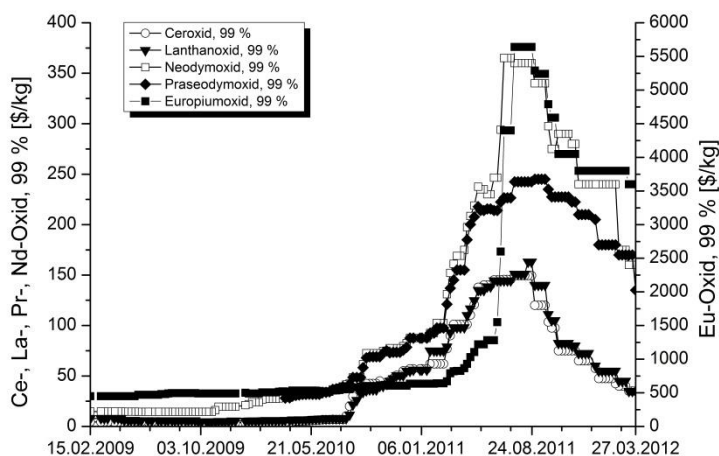


Abb. 2: Preisentwicklung der Seltenen Erden von 2009 bis 2012

Vorhergehende Untersuchungen zum Thema der Aufarbeitung von Nickelmetallhydridakkumulatoren am Lehrstuhl für Nichteisenmetallurgie der Montanuniversität Leoben zeigten, dass ein Recycling der Seltenen Erden aus diesen Rohstoffen möglich ist, es sich in diesem Fall jedoch hauptsächlich um „leichte“ SE wie Lanthan, Cer, Praseodym und Neodym handelt (Kaindl et al. 2011). Die Forschungen zum Thema des Recyclings von Leuchtstoffen sollen hierbei Möglichkeiten aufzeigen, vor allem seltenere Elemente wie Yttrium, Europium, Gadolinium und Terbium wiederzugewinnen.

## 2 CHEMISCHE ZUSAMMENSETZUNG EINGESETZTER LEUCHTSTOFFE UND BEREITS BESTEHENDE RECYLINGKONZEPTE

Leuchtstoffe bestehen im Wesentlichen aus einem Wirtsgitter und einem in diesem vorhandenen Aktivator. Durch die Anregung mit z.B. ultraviolettem Licht, erzeugt mit Hilfe einer Quecksilberentladung, erfolgt die Emission von Licht, wobei die chemische Zusammensetzung des Leuchtstoffs die jeweilige Wellenlänge definiert. Die Tab. 1 gibt einen Überblick von den wichtigsten Leuchtstoffen sowie über ihre Anwendungen.

Tab. 1: Zusammensetzung, Emission, Farbe und Anwendung von Leuchtstoffen (Jüstl 2011)

Aktivator	Wirtsgitter	Emission [nm]	Farbe		
Ce <sup>3+</sup>	LaPO <sub>4</sub>	320	UV-B	Fluoreszenzlampen (FLs) für Solarien	
	YPO <sub>4</sub>	335, 355	UV-A		FLs für Solarien
	Y <sub>3</sub> Al <sub>5</sub> O <sub>12</sub>	560	Gelb		FLs, LEDs
Eu <sup>2+</sup>	SrB <sub>4</sub> O <sub>7</sub>	368	UV-A	FLs für Solarien	
	BaMgAl <sub>10</sub> O <sub>17</sub>	453	Blau	FLs, PDPs (Plasmabildschirm)	
	Sr <sub>4</sub> Al <sub>14</sub> O <sub>25</sub>	490	Blau-Grün		
Eu <sup>3+</sup>	Y <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	611	Rot	FLs	
Gd <sup>3+</sup>	(La,Bi)B <sub>3</sub> O <sub>6</sub>	311	UV-B	FLs für medizinische Anwendungen	
Tb <sup>3+</sup>	LaPO <sub>4</sub>	544	Grün	FLs	
	CeMgAl <sub>11</sub> O <sub>19</sub>	544	Grün	FLs	
	(Gd,Ce)MgB <sub>5</sub> O <sub>10</sub>	544	Grün	FLs	
Mn <sup>2+</sup>	Zn <sub>2</sub> SiO <sub>4</sub>	525	Grün	PDPs, CRTs (Kathodenstrahlröhren)	
	BaMgAl <sub>10</sub> O <sub>17</sub>	515	Grün		PDPs, FLs
Mn <sup>2+</sup> /Sb <sup>3+</sup>	Ca <sub>5</sub> (PO <sub>4</sub> ) <sub>3</sub> (Cl,F)	480, 580	Weiß	FLs	
Sb <sup>3+</sup>	(Sr,Ca) <sub>5</sub> (PO <sub>4</sub> ) <sub>3</sub> (Cl,F)	480	Blau-Grün	FLs	

Trotz der Vielfalt an Leuchtstoffen kommen im Fall der Fluoreszenzlampen hauptsächlich Halophosphat- und Dreibandeneleuchtstoffe zum Einsatz. Dabei setzt sich das Gitter aus einer Kombination roter, blauer und grüner Leuchtstoffe zusammen (z.B. rot: Europium dotiertes Yttriumoxid, YOE; blau: Europium dotiertes Bariummagnesiumaluminat, BAM; grün: Terbium dotiertes Cer-Magnesiumaluminat, CAT, etc.) (Schimroszyk 2004).

Sämtliche Verfahren zur Aufbereitung von Leuchtmitteln beginnen mit einer mechanischen Zerkleinerung nach dem Kapp-Trenn- oder Schredderprozess, wobei je nach eingesetzter Technologie unterschiedliche Korngrößenverteilungen und Anreicherungen an Seltenen Erden vorliegen (Wojtalewicz-Kasprzak 2007). Nach wie vor erfolgt jedoch oftmals keine Aufbereitung der so erhaltenen SE-haltigen Feinfraktionen, sondern lediglich das Recycling der Gläser und Kontakte. Die Leuchtstoffe erfahren meist eine Untertagedeponierung. Daher wurden in jüngerer Vergangenheit einige Projekte und Untersuchungen zum Thema der Wiedergewinnung der Seltenen Erden aus den bisher nicht genutzten Fraktionen durchgeführt, welche an dieser Stelle präsentiert werden. Schimroszyk (2004) sowie Gock et al. (2000) beschreiben ein Recyclingkonzept zur Wiedergewinnung teils getrennter Leuchtstofffraktionen. Der Prozess gliedert sich in mehrere Stufen, wobei zuerst eine Abtrennung der Halophosphate bei 20 °C und anschließend die selektive Lösung des Yttrium-Europium-Leuchtstoffs erfolgen. Der Laugungsrückstand, bestehend aus den Aluminatleuchtstoffen CAT und BAM, erfährt eine weitere Reinigung und Glühung. Das in der Lauge enthaltene Yttrium und Europium kann über eine Karbonatfällung gewonnen und durch eine thermische Behandlung wiederum zu  $Y_2O_3:Eu$  gegläht werden.

Nach einem von Radeke et al. (1997) beschriebenen Verfahren erfolgt die Abtrennung des in den Leuchtstoffgemischen vorhandenen Quecksilbers durch eine Behandlung des Materials mit verdünnter Salzsäure in Kombination mit Oxidationsmitteln wie Wasserstoffperoxid, Natriumhypochlorit, Chlor, Brom, etc. Die nachfolgende Kontaktierung des Laugungsrückstands mit Zitronensäure dient zur Abtrennung verbleibender Bestandteile an Halophosphat. Die erhaltene Leuchtstoffmischung erfährt eine Kalzinierung bei 1200 °C und kann anschließend in die Leuchtstoffproduktion rückgeführt werden. De Michelis et al. (2011) konzentrierten sich in ihren Untersuchungen auf die Produktion von Yttriumoxalat aus Leuchtstoffen. Bei korrekter Wahl der Prozessparameter konnten so 85 – 90 % des Yttriums bei Reinheiten des Fällprodukts von 90 – 95 % erzielt werden, jedoch produziert das beschriebene Verfahren große Mengen flüssiger Reststoffe und jährlich lediglich 7 Tonnen Yttrium-oxalat aus 1000 Tonnen Leuchtstofflampen. Weitere Untersuchungen zur SE-Rückgewinnung aus Leuchtstoffen wurden unter anderem von Dutta & Dullea (1992), Resende & Morais (2010), Robert & Wojtalewicz (2007) und Rabah (2004, 2008) veröffentlicht. Einige Autoren, wie z.B. Porob et al. (2011), gehen den Weg einer alkalischen Röstung, um das Material für die Laugung vorzubereiten.

### 3 LABORUNTERSUCHUNGEN

Das für die Untersuchungen im Labormaßstab verwendete Material stammt aus der Feinfraktion eines Windsichters, in welcher der Leuchtstaub und somit auch die Seltenen Erden angereichert vorliegen. Neben einer Mischung aus unterschiedlichen Leuchtstoffen finden sich in diesem Einsatzmaterial auch Glassplitter, welche durch die Sichtung nicht abgetrennt werden konnten. Dessen chemische Analyse ist in der Tab. 2 ersichtlich.

Tab. 2: RFA-Analyse des Einsatzmaterials

Element	Gew.-%	Element	Gew.-%	Element	Gew.-%	Element	Gew.-%
Si	17,89	Mn	0,30	Na	4,94	Gd	0,09
Ca	12,44	F	0,38	Ba	5,79	Tb	0,12
Px	5,56	Ce	0,30	Y	2,88	Eu	0,14
Al	4,32	La	0,31	Mg	1,02	Fe	0,38
Sb	0,19	K	0,47	Sr	0,73	Pb	0,21
Cl	0,22						

Neben Silizium, Kalzium, Phosphor, Aluminium, Natrium und Barium konnten ebenso Seltene Erden wie Yttrium, Cer, Lanthan, Terbium und Gadolinium detektiert werden. Das Ziel der Untersuchungen am Lehrstuhl für Nichteisenmetallurgie der Montanuniversität Leoben liegt



in der Produktion eines SE-Konzentrats, wobei drei Hauptkonzepte auf ihre Eignung zum Recycling von Leuchtstoffen evaluiert wurden. Die Analyse der erhaltenen Feststoffe erfolgte mit Hilfe von Röntgenfluoreszenzanalysen (RFA). Durch Auflösung von NaOH > 99 %, dehydratisierter Oxalsäure und Natriumsulfat in destilliertem Wasser konnten die benötigten Lösungen hergestellt werden. Zur Messung des pH-Werts fand ein pH-Meter vom Typ WTW Inolab 7310 Verwendung.

### 3.1 Konzept 1

Das erste Konzept (Abb. 3) beschäftigt sich hauptsächlich mit der Extraktion der im Einsatzmaterial vorhandenen Halophosphate. Obwohl heutzutage mehrheitlich auf Seltenen Erden basierende Leuchtstoffe produziert werden, gelangen auf Grund der langen Lebensdauer der Leuchtstofflampen nach wie vor halophosphathaltige Leuchtmittel in die Sammelsysteme. Deshalb untersuchten einige Autoren eine der Laugung der Seltenen Erden vorangehende Abtrennung der Halophosphate. Die angegebenen pH-Werte bei diesem Prozess liegen zwischen 0 und 2, da keine Auflösung der Seltenen Erden in diesem Bereich stattfindet.

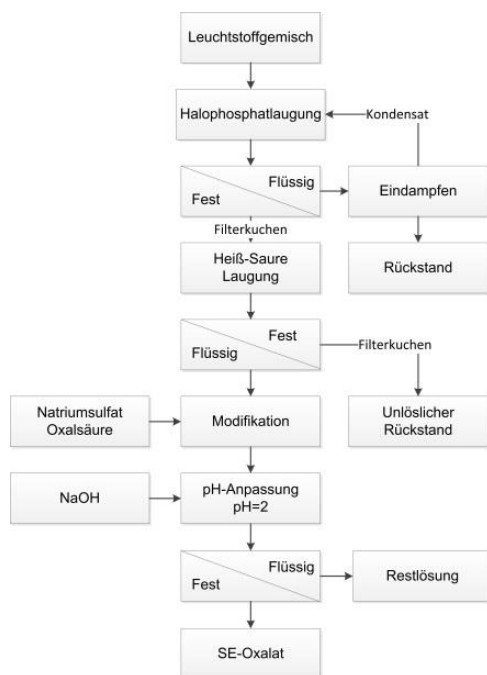


Abb. 3: Fließbild zur Produktion von SE-Oxalaten aus Leuchtstoffen

15 g des Einsatzmaterials, mit der Zusammensetzung aus der Tab. 1, wurden bei 25 °C in 100 ml destilliertem Wasser suspendiert und Salzsäure (32 Gew.-%) zugegeben bis die Suspension pH-Werte zwischen 0 und 1,2 aufwies. Als Reaktionsbehälter für die 8-stündige Laugung diente ein Becherglas, welches zur Abfuhr der entstehenden Reaktionswärme in ein Wasserbad eingebracht wurde. Die anschließende Fest/Flüssig-Trennung erfolgte mit Hilfe einer Fritte der Porosität 4 (0,010 – 0,016 mm). Zur Extraktion der SE aus dem Rückstand der Halophosphatlaugung fanden 100 ml H<sub>2</sub>O und 100 ml HCl Verwendung, wobei die Reaktionstemperatur 80 °C und die Laugungszeit 5 Stunden betrug (Heiß-saure Laugung). Mit Hilfe einer Kondensationskolonne konnten Wasserverluste bei den erhöhten Temperaturen weitgehend vermieden werden. Die Abtrennung der SE aus der Lösung erfolgte nach dem Zusatz von entweder Na<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> (100 g/l) und Natriumhydroxid (200 g/Liter) oder Oxalsäure (50 g/Liter) und NaOH, jeweils bei pH = 2 über Filtration.

### 3.2 Konzept 2

Im zweiten Konzept wird auf die Halophosphatlaugung verzichtet, um höhere Ausbeuten an SE zu erreichen. Die direkte Laugung von 30 g Leuchtstaub mit 200 ml destilliertem Wasser sowie

200 ml Salzsäure fand bei einer Temperatur von 80 °C über einen Zeitraum von 5 Stunden statt. Nach der Fest/Flüssig-Trennung erfolgte die Fällung der Seltenen Erden mit Hilfe von Oxalsäure, wobei ein Farbwechsel der Lösung von gelblich-transparent auf weiß verzeichnet werden konnte. Nach einer Rührzeit von zwei Stunden, einer Filtration, der pH-Wert-Anpassung auf pH = 2 mit NaOH und einer weiteren Fest/Flüssig-Trennung lagen somit zwei kristalline Feststoffe vor, welche nach einer Trocknung bei 120 °C einer Kalzinierung bei 600 °C unterzogen wurden. Diese sollte eine quantitative Überführung der SE-Oxalate in Oxide gewährleisten und zu einer höheren Analysengenauigkeit beitragen, wobei die Kalzinierungstemperatur mit Hilfe einer thermogravimetrischen Untersuchung festgelegt wurde.

### 3.3 Konzept 3

Dieses Konzept basiert auf der nach der Halophosphatlaugung anschließenden Überführung der SE in unlösliche Hydroxide durch den Einsatz von Natronlauge und der gleichzeitigen Auflösung der Verunreinigungen Silizium und Aluminium. Die Reaktion fand bei 80 °C mit 15 g Leuchtstaub sowie mit je 100 ml destilliertem Wasser und Natronlauge (200 g/Liter) statt.

## 4 ERGEBNISSE

Im Folgenden sollen die Ergebnisse der Untersuchungen näher erläutert werden. Einerseits ist festzuhalten, dass eine der Laugung der SE vorhergehende Halophosphatlaugung das Ausbringen der Seltenen verringert, andererseits wirkt sich ein Verzicht auf diesen Schritt jedoch negativ auf die Produktreinheit aus.

### 4.1 Konzept 1

Die Halophosphatlaugungen mit Salzsäure bei pH = 1,2 zeigten unzureichende Extraktionsraten der Elemente Kalzium, Phosphor und Kalium, während die Gehalte an Eisen, Strontium und Barium um 70 – 80 % reduziert werden konnten. Nachteilig wirkte sich die Laugung auf die Ausbringung von Yttrium, Europium und Terbium aus, da 4,3 – 6,2 % Y, 4,3 – 7,2 % Eu und 1,2 – 2,1 % Tb in Lösung gingen. Eine weitere Absenkung des pH-Werts auf 0 resultierte in einer höheren Auflösung von Phosphor und Kalzium (diese Elemente so Schimrosczyk (2004); Gock et al. (2000), Robert & Wojtalewicz (2007) verursachen Probleme bei der SE-Fällung), jedoch fanden sich auch größere Mengen an Yttrium und Europium im Feststoff nach dem Eindampfen der Halophosphatlauge. Dieser Effekt ist in der Abb. 4 ersichtlich.

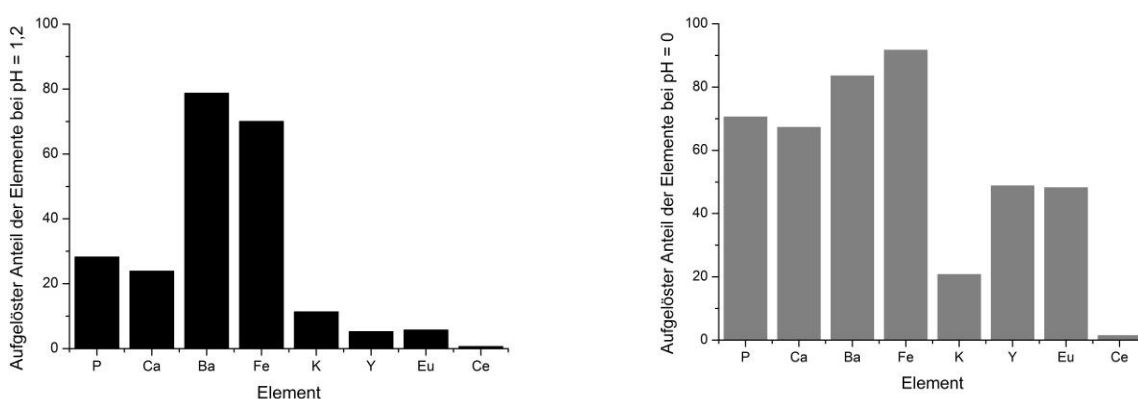


Abb. 4: Einfluss des pH-Werts auf die Auflösung verschiedener Elemente bei der Halophosphatlaugung

Ziel der anschließenden heiß-sauren Laugung war die quantitative Auflösung der Seltenen Erden, wobei die Elemente Aluminium, Silizium, Natrium und Kalzium die Hauptbestandteile des Rückstands bilden. In anschließenden Fällungen mit Mischungen aus Natriumsulfat und Natriumhydroxid oder Oxalsäure und NaOH zeigte sich im ersten Fall keine, im zweiten Fall

die Möglichkeit eines quantitativen Ausbringens der Elemente Yttrium und Europium aus der Lösung. Trotzdem waren die erhaltenen Feststoffe mit Kalzium oder Natrium verunreinigt.

#### 4.2 Konzept 2

Ähnlich den chemischen Zusammensetzungen der Rückstände aus Konzept 1 besteht der unlösliche Feststoff nach einer direkten heiß-sauren Laugung des Leuchtstoffpulvers hauptsächlich aus Silizium, Aluminium sowie Kalzium und Fluor. Es konnte jedoch festgestellt werden, dass die Zugabe von Oxalsäure zur an SE-angereicherten Lösung ausreichend ist, um die SE auszufällen. Eine Erhöhung des pH-Werts mit NaOH erscheint als wenig zielführend, da das Element Kalzium einen Großteil dieser Feststoffe bildet.

#### 4.3 Konzept 3

Die RFA-Analysen der erhaltenen Feststoffe zeigten eine unzureichende Auflösung von Aluminium und Silizium. Lediglich rund 34 % der Elemente konnten in die Lösung überführt werden. Durch die vorangehende Halophosphatlaugung kam es, wie bereits erwähnt, zu erheblichen Verlusten an Seltenen Erden.

### 5 SCHLUSSFOLGERUNG, ZUSAMMENFASSUNG

Die Versuche zeigten deutliche Verluste an Seltenen Erden durch den Einsatz von Salzsäure zur Halophosphatlaugung. Weiters bietet Oxalsäure die beste Möglichkeit zur Fällung der SE. Die im Endprodukt enthaltenen Verunreinigungen, hauptsächlich Kalzium und Barium, sollen in weiteren Untersuchungen durch ein erneutes Suspendieren des nach der Kalzinierung oxidischen Materials und einer pH-Wert-Absenkung abgetrennt werden.

Eine heiß-basische Laugung, wie unter Konzept 3 beschrieben, erzielte einen geringen Erfolg hinsichtlich der Extraktion der unerwünschten Elemente Silizium und Aluminium.

Weiterführende systematische Untersuchungen sollen zeigen, welche Einstellparameter zu höheren Extraktionsraten der SE sowie zu höheren Reinheiten des Endprodukts führen.

### LITERATUR

- Cordier, D.J. (2012) Mineral Commodity Summaries: Rare Earths.
- De Michelis, I., Ferella, F., Varelli, E.F., & Veglio, F. (2011) Treatment of exhaust fluorescent lamps to recover yttrium: Experimental and process analysis. *Waste Management* 31, 2559-2568.
- Dutta, A. & Dullea, L.V. (1992) *U.S. Patent No. 5,160,663*. Washington, DC.
- Gock, E., Kähler, J., Waldek, U., & Schimroszyk, B. (2000) *DE Patent No. 199 18 793 A1*.
- Jüstel, T. (2011). *Inkohärente Lichtquellen*. Chemical engineering, University of Applied Sciences.
- Kaindl, M., Luidold, S. & Antrekowitsch, H. (2011) Extraction of rare earths from used nickel metal hydride batteries. In: J. Harre & U. Waschki (Eds.), *European Metallurgical Conference* pp. 1401–1415.
- Porob, D.G., Srivastava, A.M., Ramachandran, G.C., Nammalwar, P.K. & Comanzo, H.A. (2011) *WO Patent No. 2011/106167 A1*.
- Rabah, M.A. (2004) Recovery of aluminium, nickel-copper alloys and salts from spent fluorescent lamps. *Waste Management* 24, 119-126.
- Rabah, M.A. (2008) Recyclables recovery of europium and yttrium metals and some salts from spent fluorescent lamps. *Waste Management* 28, 318-325.
- Radeke, K.-H., Riedel, V., Kussin, P., Richter, H., & Reimer, B. (1997) *DE Patent No. 196 17 942 C1*.
- Resende, L.V., & Morais, C.A. (2010) Study on the recovery of rare earth elements from computer monitor scraps – leaching experiments. *Minerals Engineering* 23, 277-280.
- Robert, O., & Wojtalewicz, A. (2007) *DE Patent No. 10 2006 025 945 A1*.
- Schimroszyk, B. (2004) *Recycling von Yttriumeuropiumoxid aus Altleuchtstoffen* (Dissertation).
- Schüler, D., Buchert, M., Liu, R., Dittrich, S. & Merz, C. (2011) *Study on Rare Earths and Their Recycling* (Final Report for The Greens/EFA Group in the European Parliament). Darmstadt, Germany: Institute for Applied Ecology.
- Wojtalewicz-Kasprzak, A. (2007) *Erzeugung von synthetischen Selten-Erd-Konzentraten* (Dissertation).

# Recycling von Lithium Ionen Batterien aus EVs & HEVs

A. Arnberger, K.-H. Gresslehner & R. Pomberger

Institut für Nachhaltige Abfallwirtschaft und Entsorgungstechnik (IAE), Montanuniversität Leoben, Leoben, Österreich

A. Curtis

Saubermacher Dienstleistungs AG, Feldkirchen bei Graz, Österreich

**KURZFASSUNG:** Hybridfahrzeuge (HEV) und Elektrofahrzeuge (EV) erfahren derzeit einen starken Aufschwung. In Folge der steigenden Anzahl der Electric Vehicles (EVs) & Hybrid Electric Vehicles (HEVs) erhöht sich das Aufkommen an wiederzuverwendenden bzw. wiederzuverwertenden chemischen Energiespeichern, im speziellen Lithium-Ionen-Batterien (LIB) signifikant. LIB sind in Österreich gefährlicher Abfall (SN: 35337) und stellen beim Recycling, Transport und Lagerung ein nicht zu vernachlässigendes Gefahrenpotential dar. Mithilfe von Brand- und Kurzschlussversuchen, Brandsimulationsrechnungen und Staubexplosionsuntersuchungen wurden sicherheitsrelevante Aspekte identifiziert und analysiert. Kernelement des Projektes LIBRES ist die Entwicklung eines Recyclingprozesses für LIB.

## 1 EINLEITUNG

Der Entsorger Saubermacher Dienstleistungs AG initiierte 2010 das Forschungsprojekt LIBRES an der Montanuniversität Leoben mit dem Ziel ein Recyclingverfahren für Lithium-Ionen-basierte Batteriesysteme aus dem elektrischen Fahrzeugantrieb zu entwickeln. Projektpartner sind an der Montanuniversität das Institut für Nachhaltige Abfallwirtschaft und Entsorgungstechnik sowie das Institut für Nichteisenmetallurgie und der Automobilzulieferer Magna E-Car Systems. In einem ganzheitlichen Ansatz beschäftigt sich das Projekt mit dem vollständigen Rohstoffkreislauf des Energiespeichersystems (ESS) von der Produktion über die Nutzung bis zu End-of-Life, der Demontage, Sammlung, Transport und Lagerung, dem Recycling und der Wertstoffrückgewinnung (vgl. Abb. 1). Ziel des F&E Projektes LIBRES ist die Entwicklung eines ausgereiften Recyclingprozess sowie die Erreichung einer hohen stofflichen Recyclingquote zu ökonomischen Verhältnissen unter Berücksichtigung der sicherheitstechnischen Aspekte.

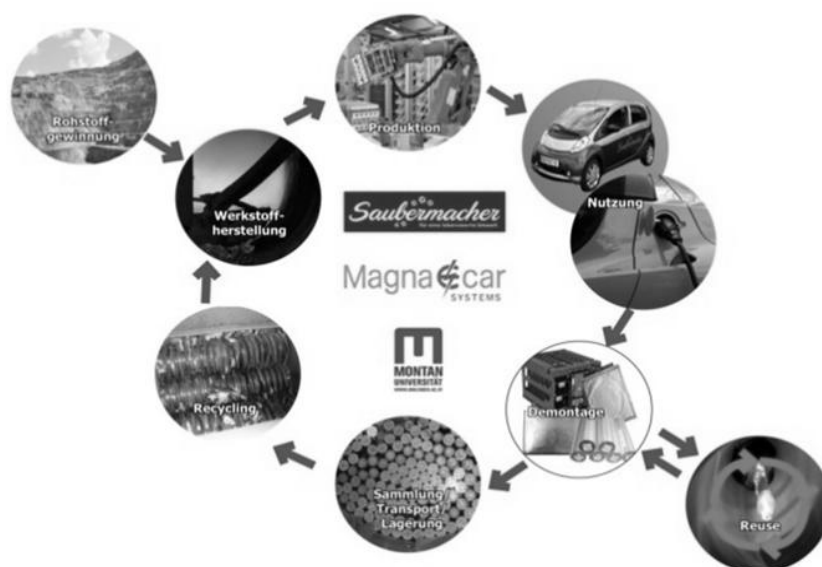


Abb. 1: Recyclingkreislauf LIBRES

## 2 GESETZLICHE RAHMENBEDINGUNGEN

Für Altbatterien und -akkumulatoren gilt die Herstellerverantwortung, dies bedeutet, dass Hersteller oder Dritte, Systeme für die Rücknahme und die Behandlung einrichten müssen.

LIB aus EVs und HEVs fallen laut Richtlinie 2006/66/EG des Europäischen Parlaments und des Rates über Batterien und Akkumulatoren sowie Altbatterien und Altakkumulatoren (Batterie-Richtlinie) unter Industriebatterien. Es gibt drei unterschiedliche Kategorien für die Erfüllung der Recyclingeffizienz von Altbatterien: *Blei-Säure-, Nickel-Cadmium- und sonstige* Altbatterien. LIB fallen unter die Kategorie sonstige Batterien und es muss seit dem 26.09.2011 beim Recycling eine Mindesteffizienz von 50 % des durchschnittlichen Gewichts der LIB erreicht werden. Laut Europäischen Abfallkatalog haben LIB keinen eigenen Abfallcode sondern fallen unter die Nr: 160605 „Andere Batterien und Akkumulatoren“ und werden als nicht gefährlicher Abfall angeführt. LIB sind hingegen in Österreich gefährlicher Abfall mit der Schlüsselnummer 35337 – Lithiumbatterien.

Das Europäische Übereinkommen über die Beförderung gefährlicher Güter auf der Straße (kurz ADR) enthält besondere Vorschriften für den Straßenverkehr hinsichtlich Verpackung, Ladungssicherung und Kennzeichnung von Gefahrgut. Die Beförderung von LIB (UN 3480) ist erlaubt, wenn sie gemäß UN-Manuel „Test and Criteria“ getestet wurden und die weiteren Sondervorschriften laut ADR eingehalten werden. Die Testreihe enthält eine Höhensimulation, thermische Tests, Vibrations- und Stoßtests, äußere Kurzschluss-Tests, eine Schlagprüfung, Überladetests und Tests für eine erzwungene Ladung. Beschädigte Batterien entsprechen nicht mehr der ursprünglich getesteten Batterie und benötigen daher für den Transport eine Ausnahmegenehmigung nach dem Gefahrgutbeförderungsgesetzes.

## 3 AUFBAU DER ZELLEN

Es gibt verschiedene Formen von Lithium-Ionen-Zellen. Gängige Formen sind Rund-, Folien-, und prismatische Zellen mit festem metallischem Gehäuse.

Die Akkumulatoren sind grundsätzlich aus einer Kathode, Anode, Separator, Elektrolyten und einem Gehäuse aufgebaut. LIB werden auch als Interkalations-Batterien bezeichnet. Hierbei werden die Li-Ionen in einem Wirtsgitter (Aktivmaterial) eingelagert. Für Lithium-Ionen-Zellen sind eine Vielzahl von Kombinationen aus Wirtselektroden möglich. Im Hinblick auf eine große Zellspannung werden häufig als Anode Kohlenstoffelektroden (Graphit) und als Kathode Elektroden des Typs Lithiummetalloxid ( $\text{LiMO}_2$ ) genutzt, wobei M u. A. für Co, Ni und Mn steht. Typische Materialien für die positive Elektrode sind  $\text{LiCoO}_2$ ,  $\text{LiMn}_2\text{O}_4$  (Spinell) und  $\text{LiNiO}_2$ , sowie  $\text{Li}(\text{Ni}_x\text{Co}_y\text{Mn}_z)\text{O}_2$ . Als weiteres Kathodenmaterial wird Lithiumeisenphosphat ( $\text{LiFePO}_4$ ) eingesetzt. Als Elektrolyt findet eine Mischung aus verschiedenen organischen Lösungsmitteln Verwendung.

Die Zusammensetzung von LIB variiert stark mit der Bauform der Zellen (zylindrische, prismatische und Folienzellen). Tab. 1 zeigt eine durchschnittliche Zusammensetzung von LIB.

Tab. 1: Massenbilanz LIB

	Festes Gehäuse	Folienzellen
Gehäuse	15-25%	5 %
Aktivmaterial Anode	10-15 %	25 %
Aktiv Material Kathode	20-30 %	35 %
Elektrolyt	10-15 %	10 %
Kupfer	10-25 %	10 %
Aluminium	5-15 %	5 %
Separator	5 %	10 %

## 4 ROHSTOFFE UND MARKT

Durch die Entwicklung, Nutzung und Vermarktung von Zukunftstechnologien kommt es am Rohstoffmarkt zu einer erhöhten Nachfrage von Rohstoffen mit wirtschaftsstrategischer Bedeu-

tung und vereinzelt zu einem Versorgungsrisiko (vgl. Abb. 2). Die Ursache liegt aber nicht in der Erschöpfung der Rohstoffvorkommen (Statistische Ressourcenreichweite Kobalt 220 Jahre), sondern im Ungleichgewicht von Angebot und Nachfrage. Schuld daran sind die rasche Entwicklung der fernöstlichen Wirtschaft und der verspätete technische Ausbau am Primärrohstoffsektor. Recycling leistet einen wichtigen Beitrag der Rohstoffversorgung und ist besonders für Österreich als Importland von besonders Bedeutung. Durch ein erfolgreiches Recycling in Österreich, stehen diese Sekundärrohstoffe dem heimischen Markt zur Verfügung.

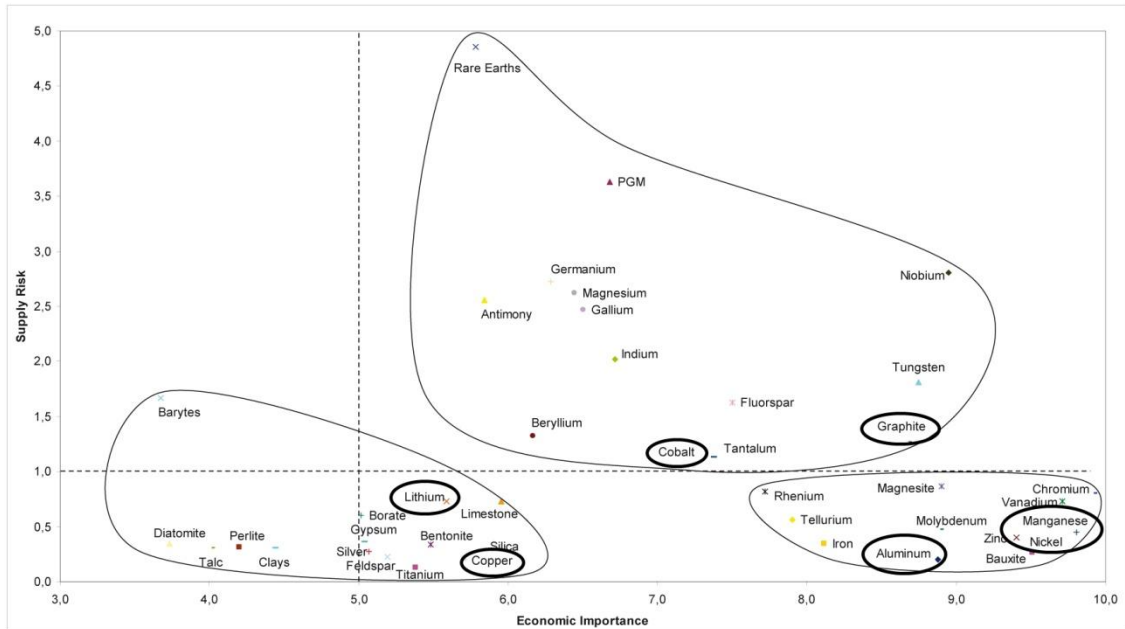


Abb. 2: Versorgungsrisiko und wirtschaftliche Bedeutung von Rohstoffe (Quelle: European Commission)

## 5 HERAUSFORDERUNGEN BEIM RECYCLING

In einem EV & HEV sind LIB sicher verbaut, ein Batteriemanagementsystem (BMS) überprüft laufend den Zustand der Module sowie der Zellen. Bei einer etwaigen auftretenden Anomalie (Abweichen des Betriebszustandes) kann das BMS sofort Gegenmaßnahmen setzen. Die Herausforderungen beginnen erst End-of-Life beim Recycling für defekte oder beschädigte ESS.

Im Energiespeichersystem (ESS), dem Herzstück eines elektrischen Antriebs, kommen Spannungen bis zu 700 V zum Einsatz und das ESS weist eine gespeicherte Energie von bis zu 55 kWh auf. Das entspricht z.B. der Energiemenge, die benötigt wird um 184 kg Aluminium aufzuschmelzen. Inhaltsstoffe einer LIB sind u.a. brennbare Materialien wie Kunststoffe und organische Lösungsmittel. Des Weiteren neigen die Bestandteile der LIB bei erhöhten Temperaturen oder Kurzschlüssen zu stark exothermen Zersetzungsreaktionen (sog. Thermal Runaway).

Beim Recycling unterscheidet man zwischen zwei unterschiedlichen Gefahrenquellen. Einerseits kommt es zu einer Thermischen Belastung beim Behandlungsprozess und andererseits kann es zu elektrischen Kurzschlüssen kommen. Ursache für einen elektrischen Kurzschluss können z.B. beschädigte Zellen oder Module sein. Des Weiteren kann es aber auch bei falscher Lagerung oder bei einer mechanischen Beanspruchung (z.B. Zerkleinerung der Zellen bei geladenem Zustand) zu einem elektrischen Kurzschluss kommen.

## 6 RECYCLING PROZESS

Im Allgemeinen besteht das Recycling von LIB aus einer Kombination aus mechanischer Aufbereitung sowie pyrometallurgischer (Einsatz von Schmelzaggregaten bei hohen Temperaturen) und hydrometallurgischer Verfahrensstufen (nasschemischer Prozess bei niedrigen Temperatu-

ren). Ziel des zu entwickelnden Prozesses bei LIBRES ist, die ESS soweit aufzuarbeiten, dass kein Gefahrenpotential mehr von den gewonnen Teilfraktionen ausgeht und eine hohe Recyclingeffizienz der ESS erzielt wird. Abb. 6 zeigt, das Schema des Recyclingprozesses LIBRES.

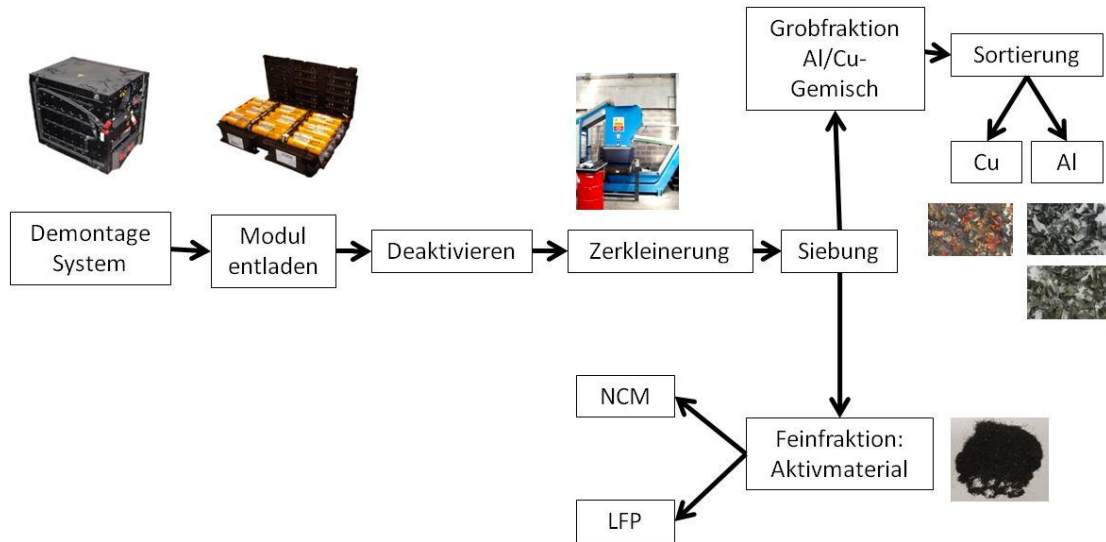


Abb.3: Recyclingprozess LIBRES

## 7 LAGERUNG UND BRANDSCHUTZKONZEPT

Im Falle einer falschen Lagerung im Recyclingprozess z.B. durch das lose Aufbewahren von Zellen in Kunststoff-Paloxen kann ein elektrischer Kurzschluss entstehen. Im Gegensatz zum massiven Kurzschluss, erwärmen sich die Zellen langsamer. Durch die Schüttung kann die entstehende Wärme nicht schnell genug abgeführt werden, was in weiterer Folge zu einem verzögerten Brand führt.



Abb. 4: Brand von lose gelagerten LIB (Rundzellen)

Für brandschutztechnische Untersuchungen wurde ein realer Störfall zum Anlass genommen, das Brandverhalten von lose gelagerten Zellen näher zu untersuchen und mittels einer Brandsimulationsrechnung zu modellieren. Für die Berechnung der Wärmestrahlung wird das TNO-Modell (Zylinderstrahler,  $t^2$ -Modell) verwendet. Eine

Schadensbetrachtung wurde bei 1,5 m (IBC 1) bzw. 2 m (IBC 2) Entfernung vom Mittelpunkt des Brandherdes durchgeführt.

Die berechnete Wärmestromdichte beträgt an der Flammenoberfläche rd. 5 kW/m<sup>2</sup> und sinkt in 0,5 m bzw. 1 m Entfernung vom Rand des Brandherdes auf 2,6 kW/m<sup>2</sup> bzw. 1,4 kW/m<sup>2</sup> ab (Orte des IBC 1 bzw. IBC 2.) Die Temperatur an der Flammenoberfläche beträgt 495 °C und die Temperatur am IBC 1 bzw. IBC 2 kann im stationären Zustand mit 104 °C bzw. 56 °C abgeschätzt werden. Die Rechenergebnisse zeigen eine sehr gute Übereinstimmung mit den festgestellten Schadensbildern. (vgl. Abb. 4, 4)

Aus den Brandsimulationsrechnungen wurde als brandschutztechnische Maßnahme eine Lagerung von Rundzellen in 200 l Stahlfässern in drei Ebenen, elektrisch getrennt jeweils durch eine Styroporplatte mit einer Stärke von rund 15 mm, abgeleitet. Für diesen Fall wurde ebenfalls eine Brandsimulationsrechnung durchgeführt. Daraus wurde ein Sicherheitsabstand zwischen zwei Stahlfässern zur Lagerung von Rundzellen von rund 1 m festgesetzt um ein Übergreifen des Brandes zu vermeiden. In einem nächsten Schritt wurde mittels Ausbreitungsrechnungen die toxikologische Auswirkung der Brandgaskomponente HF ermittelt. Das Ergebnis ist, dass die Lagerung von Rundzellen in 200 l Stahlfässern nicht nur aus der Sicht des vorbeugenden Brandschutzes, sondern auch aus toxikologischer Sicht als positiv zu beurteilen ist. Die Berechnungen ergaben, dass der Störfallbeurteilungswert Acute Exposure Guideline Levels (AEGL) AEGL 2 (10'): 95ppm und AEGL2 (60'): 24 ppm deutlich unterschritten wurden.

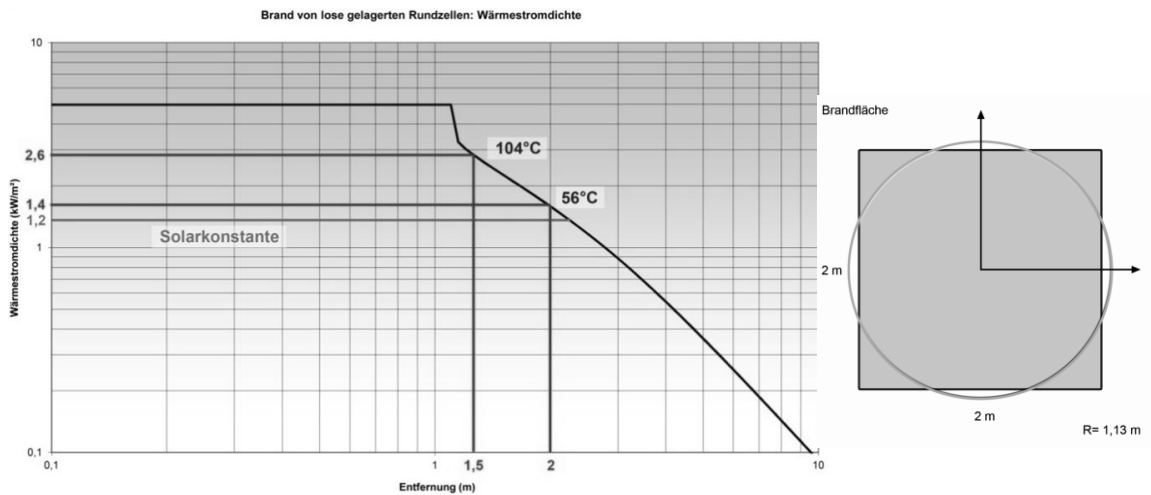


Abb. 5: Wärmestromdichte für die Vollbrandphase

## 8 STAUBEXPLOSIONSUNTERSUCHUNGEN UND BESTIMMUNG DER BRENNZAHL

Die bei der mechanischen Aufbereitung von Zellen entstehenden Stäube wurden einer Staubexplosionsuntersuchung unterzogen. Dazu wurden vorbehandelte Mischproben aus Kathoden- und Anodenmaterial zerkleinert. Die Auswertung der Korngrößenanalyse ergab einen Medianwert von rund 250 µm. Bei dieser Korngröße kann eine Staubexplosion grundsätzlich nicht ausgeschlossen werden. Die experimentell bestimmten Explosionsgrößen, wie der maximale Explosionsdruck von 0,42 bar(ü) und die Dynamik des Oxidationsvorganges (dp/dt) zeigen, dass es sich in diesem Fall um keinen explosiblen Staub handelt. Ergänzend zur Staubexplosionsprüfung wurde die Brennzahl gemäß VDI 2263-1 mit BZ = 1 (kein Anbrennen) bestimmt, welches das Ergebnis der Explosionsuntersuchung bestätigt. (vgl. Abb. 6)



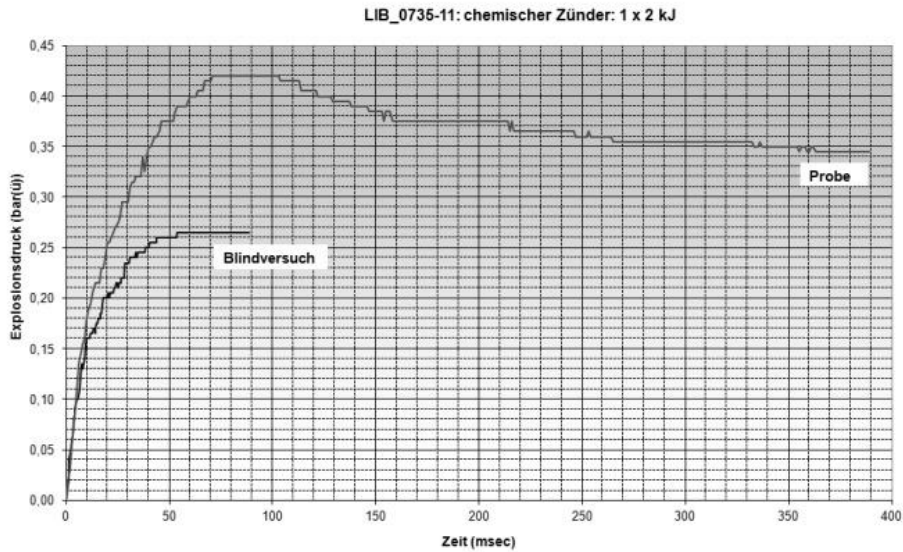


Abb. 6: Staubexplosionsuntersuchung

## LITERATUR

- European Commission: Critical raw materials for the EU [http://ec.europa.eu/enterprise/policies/raw-materials/files/docs/report-b\\_en.pdf](http://ec.europa.eu/enterprise/policies/raw-materials/files/docs/report-b_en.pdf).
- Europäisches Übereinkommen über die internationale Beförderung gefährlicher Güter auf der Straße (ADR).
- DiNunno, P. (Hrsg.) (2002) *SFPE Handbook of Fire Protection Engineering*, 3rd Edition, Quincy, Massachusetts. ISBN: 087765-451-4.
- Markscheider-Weidmann, F, Tercero Espinoza, L. & Angerer, G. (2011) Rohstoffe für Zukunftstechnologien. In: Thomé-Kozmiensky, K.J. & Goldmann, D. *Recycling und Rohstoffe*, Band 4. Neuruppin: TK Verlag.
- ÖNorm S2100: 2005 10 01: Abfallverzeichnis.
- Richtlinie 2006/66/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 6. September 2006 über Batterien und Akkumulatoren sowie Altbatterien und Altakkumulatoren und zur Aufhebung der Richtlinie 91/157/EWG.
- Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (2008) Abfallvermeidung, Sammlung und Behandlung von Altbatterien und -Akkumulatoren (Batterienverordnung). BGBl. II Nr. 159/2008.
- VDI (2003) Untersuchungsmethoden zur Ermittlung von sicherheitstechnischen Kenngrößen von Stäuben. VDI 2263 – 1 Stand Mai 2003.
- Vereinigung zur Förderung des Deutschen Brandschutzes e.V. (vfdb) (2009) Leitfaden - Ingenieurmethoden des Brandschutzes.
- Yashio, M. (2009) *Lithium-ion Batterie- Science and technologie*. New York: Springer. ISBN: 978-0-387-34444-7.

# Aktuelle Entwicklungen und Optimierungspotentiale in der Alt- autoverwertung

W. Kletzmayr

*Arge-Shredder GmbH, Lambach, Österreich*

M. Gratz

*Gebrüder Gratz GmbH, Lambach, Österreich*

**KURZFASSUNG:** Im Bereich Umweltschutz und Abfallwirtschaft ist ein Paradigmenwechsel von Abfallentsorgung bzw. Beseitigung und fragwürdigen Exporten hin zu Ressourceneffizienz und effiziente Abfallverwertung schon lange gefordert, aber immer noch nicht umgesetzt. Am Beispiel Altfahrzeuge und Elektroaltgeräte ist erkennbar, dass der teure und prohibitiv wirksame Verwaltungsaufwand und zusätzliche im Inland vorgeschriebene Abgaben sowie offizielle und inoffizielle Exporte in Länder mit „billigeren“ Möglichkeiten (jedoch mit weitestgehend fehlenden Umweltschutz- und Sicherheitsstandards) sowohl ökologisch als auch wirtschaftlich nachhaltig schädlich ist. Gemäß detaillierte Analyse ist der Verbleib von etwa 38 % der statistisch gelöschten Altfahrzeuge in der EU unbekannt, in Österreich sogar von über 70 % (trotz – oder vielleicht wegen – teurer Bürokratie). In einer fortschreitenden Globalisierung der Wirtschaft werden aber auch die Grenzen des Wachstums sowie Bedrohungen für einzelne Volkswirtschaften zunehmend erkennbar. Mittlerweile ist allgemein bekannt, dass die EU und auch Österreich in bedrohlichem Ausmaß als rohstoffarm einzustufen sind und China wesentliche Rohstoffmärkte beherrscht. Unabhängig von der Rohstoffsituation ergeben sich aber auch durch den Betrieb von exportierten (Alt-)Fahrzeugen in den Empfangsländern gewaltige Probleme in der Verkehrssicherheit.

## 1 EINLEITUNG

Das Automobil ist mehr denn je einer der größten Wirtschafts- und Kostenfaktoren, das Wachstum geht weltweit ungebremst weiter, trotz momentaner Stagnation in Bereichen der EU). Im Jahr 2010 waren nach Angaben der Ward's Automotive Group weltweit bereits 1,015 Milliarden KFZ zugelassen, im Jahr 2000 waren es noch 753,7 Mio., d.h. innerhalb von 10 Jahren ein Anstieg um 35 %. Im Jahr 2011 wurden weltweit rund 80 Mio. Kraftfahrzeuge (PKW, LKW und Busse) produziert, davon bereits rund 18 Mio. in China. Die ehemaligen Spitzenproduktionsländer USA (8,7 Mio.) und Japan (8,4 Mio.) hatten 2009 ihre Führungspositionen an China verloren. Im Ranking der Marken hat sich Japan nach dem schweren Tsunami wieder erholt, Toyota hat im ersten Halbjahr 2012 rund 5 Mio. Autos verkauft, und hat damit den US-Konzern General Motors (4,67 Mio.) auf Platz 2 verdrängt, knapp dahinter an dritter Stelle folgt Volkswagen mit 4,64 Mio. Fahrzeugen (APA 27.7.2012). In Österreich und insgesamt in Europa herrscht im ersten Halbjahr 2012 jedoch eine rückläufige Tendenz bei den Verkaufszahlen von Neuwagen, in einigen Ländern sogar sehr stark ausgeprägt (Auto & Wirtschaft Juli/August 2012).

## 2 ENTWICKLUNGEN IN DER ALTAUTOVERWERTUNG

Anfang 2012 wurde in Österreich erstmals ein PKW-Bestand von über 4,5 Mio. erreicht. Somit verfügen die Töchter und Söhne Österreichs statistisch rund um die Uhr über drei Autositze pro Person. Im aktuellen Spitzenjahr 2011 wurden rund 356.000 Neufahrzeuge verkauft und erstmals über 800.000 Gebrauchtfahrzeuge gehandelt. Damit hat sich der Bestand gegenüber

dem Vorjahr um rund 72.000 Fahrzeuge (PKW und Kombi) erhöht. Auch die Anzahl der ausgeschiedenen Fahrzeuge hat im Jahr 2011 mit rund 284.000 (Alt-) Fahrzeugen einen neuen Rekord erreicht. Davon wurden allerdings nur rund 80.000 Altfahrzeuge ordnungsgemäß in die dokumentierte Verwertungskette eingebracht. Gemessen am eigentlichen Potenzial ist damit die ordnungsgemäße Verwertung deutlich unter 30% abgefallen, die Anzahl der ausgeschiedenen Fahrzeuge mit unbekanntem Verbleib ist erstmals auf über 200.000 Stück angestiegen - ein neuer Negativ-Rekord!

Die Entwicklung als solche ist natürlich nicht neu, doch nun ist das Ausmaß stark angestiegen. In den Jahren der „Freiwilligen Pkw-Recyclingvereinbarung“ in Österreich von 1992 bis 2002 war ein sehr positiver Trend zu beobachten, der Absturz der Anzahl an verwerteten Altfahrzeugen (ATZ) kam mit der EU-Richtlinie 2000/53/EG und dem damit verbundenen Inkrafttreten der Altfahrzeugeverordnung in Österreich. Der enorme Aufwand für die verwaltungsrechtliche Verantwortung zur Quotenerfüllung führte schlagartig zu einer „Bürokratievermeidung“ und dem nicht dokumentierten „Verschwinden“ von rund 142.000 Stück Altfahrzeugen in 2003, eine Zunahme des "Schwundes" gegenüber dem Vorjahr 2002 um 66%! Einzig im Jahr 2009 ist eine signifikante Zunahme der Verwertungszahlen erkennbar, was auf die sehr positive Wirkung der Ökoprämie zurückzuführen war. Die Novelle 2010 der Altfahrzeugeverordnung sollte einige Erleichterungen bringen, einschließlich Entpflichtungsmöglichkeit für Erstübernehmer. Die tatsächlichen Probleme konnten damit aber nicht behoben werden, eine positive Wende ist nicht erkennbar. Auch die seit geraumer Zeit verstärkten Kontrollen durch engagierte Beamtinnen und Beamte konnten auf Grund der unzureichenden Rahmenbedingungen keine Trendwende erreichen. Die Zeitreihe dieser im Hinblick auf Ressourcenbewirtschaftung unerfreulichen Entwicklung ist in Abb. 1 dargestellt.

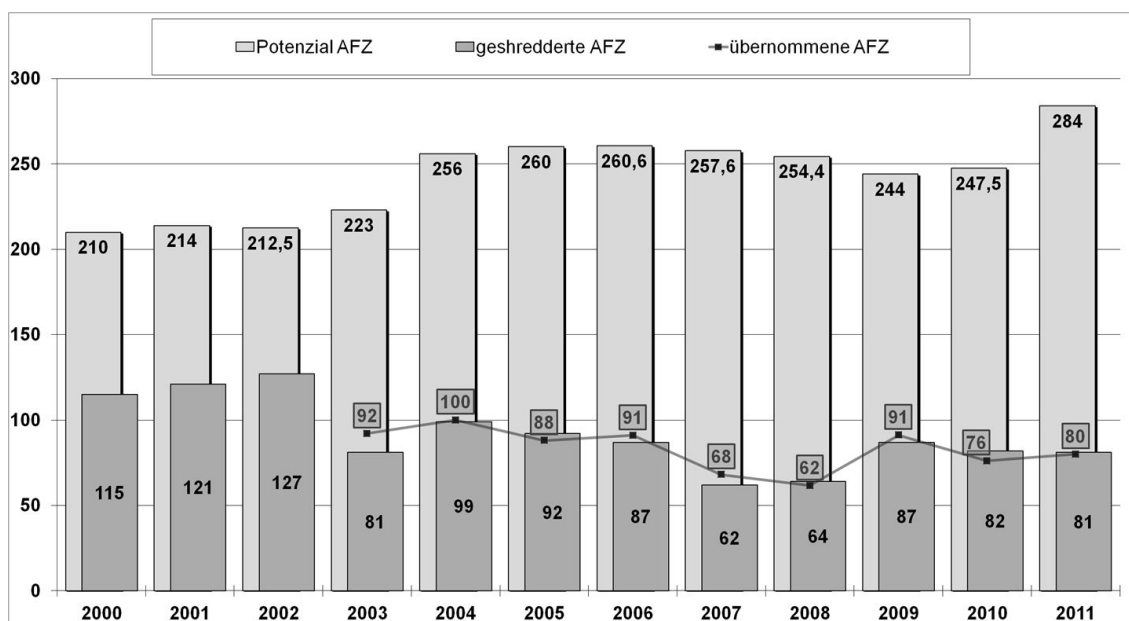


Abb.1: Entwicklung der AFZ-Verwertung in Österreich von 2000 bis 2011. Potenzieller AFZ-Anfall, im Shredderprozess verwertete AFZ, sowie ab 2003 jährlich übernommene AFZ, alle Angaben in 1.000 Stück (Kletzmayr 2012)

Vor diesem Hintergrund ist das Leistungsangebot der Verwertungswirtschaft in Österreich auf international höchstem Standard samt Verwaltungsaufwand für Quotennachweise. Allerdings muss man den Sinn einer – ökologisch kontraproduktiven – gewichtsbezogenen Verwertungsquote hinterfragen, auch im Hinblick auf die komplexe bürokratische Nachweisführung. Auch wenn alle Mitgliedsstaaten Zahlen nach Brüssel melden, ist ein Vergleich der Quote nicht möglich, weil unterschiedliche Berechnungsmethoden Anwendung finden und nationale Auslegungen über die Anerkennung von Verfahren zur stofflichen Verwertung vorliegen. Die aktuell in der EU verfügbare Auswertung zur Erfüllung der AFZ-

Verwertungsquoten der Mitgliedsstaaten stellt die Situation im Jahr 2009 dar und findet sich in Abb. 2.

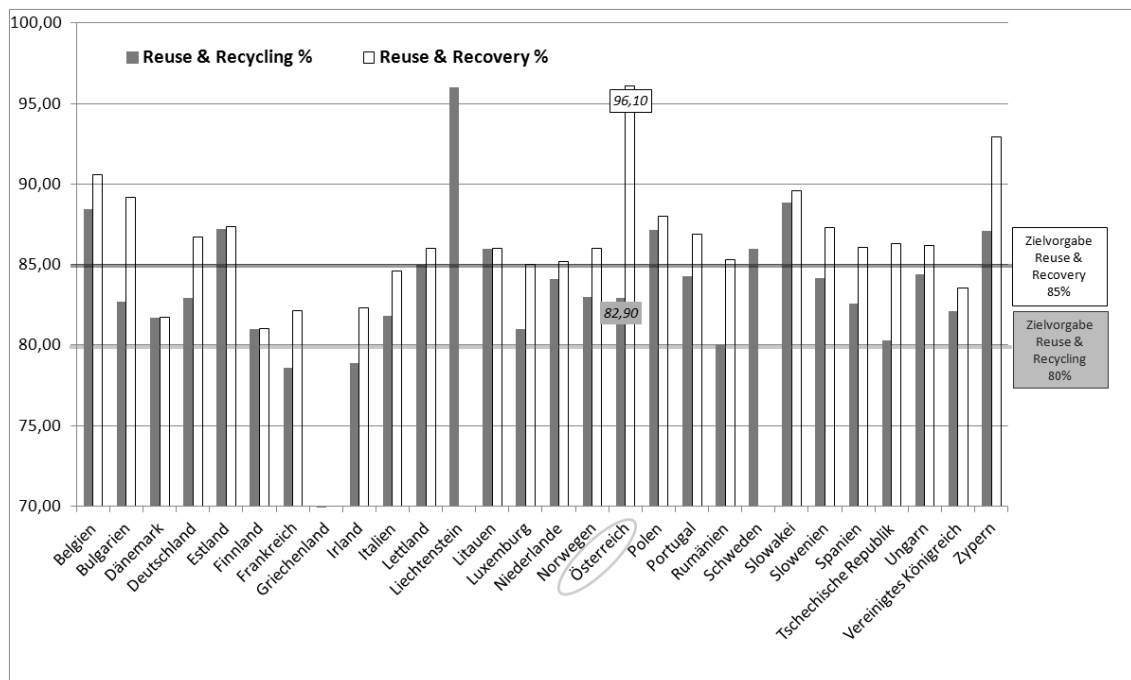


Abb.2: Eurostat Feb. 2012, EU-Report Altfahrzeugverwertungsquoten 2009 (Kletzmayer 2012)

Um die beschriebenen Mängel aufzuklären, wurden von der EU nun Studien beauftragt und werden Untersuchungen durchgeführt, um die gemeldeten Daten in Zukunft vergleichbar zu machen. Dabei stehen die Schaffung von einheitlichen Standards für die Shredderbilanzierungen sowie die erforderliche Detailtiefe der Betrachtung der nachfolgenden Stufen (Post-Shredder-Technologie-Bilanzierungen) im Mittelpunkt. Die Problematik der unterschiedlichen nationalen Auslegung von Verwertungsverfahren oder die Situation des Verschwindens von Altfahrzeugen sind jedoch nicht Gegenstand dieser Arbeitskreise. Eine gesamthafte Betrachtung der Situation in Österreich verdeutlicht jedoch, dass diese aktuellen Bemühungen nicht zum Ziel führen können, und selbst eine numerisch vergleichbare Quote an den grundlegenden Defiziten nichts ändern wird.

Die Problematik einer großen Menge ausgeschiedener Fahrzeuge mit unbekanntem Verbleib ist flächendeckend, mehr oder weniger, in allen EU-Mitgliedstaaten gegeben. Deshalb hat man nun begonnen, Studien für die EU-27 zu erstellen, Daten zu erheben und Statistiken auszuwerten, um diese Datenlücken aufzuklären und zu schließen. Dazu werden die Ergebnisse aus der Studie European Second-hand Car Market Analysis [www.oeko.de/oekodoc/1114/2011-005-en] diskutiert. Demnach hat sich im Beobachtungszeitraum 2009, trotz aufwändiger Dokumentation auf Basis der EU-Altfahrzeugrichtlinie 2000/53/EG über nahezu 9 Mio. Altfahrzeuge eine Lücke von rund 3,4 Mio. „gelöschter“ Fahrzeuge ergeben, deren Verbleib absolut ungeklärt ist. Ein hoher – illegaler – Exportanteil muss vermutet werden. Die derzeitigen Rahmenbedingungen samt der vorherrschenden Kontroll- und Vollzugspraxis sind (trotz einzelner Bemühungen) offensichtlich kaum geeignet, die exorbitanten Lücken zu schließen und die damit verbundenen Probleme mit emissions- und verkehrssicherheitstechnisch fragwürdigen Altfahrzeugexporten zu schließen.

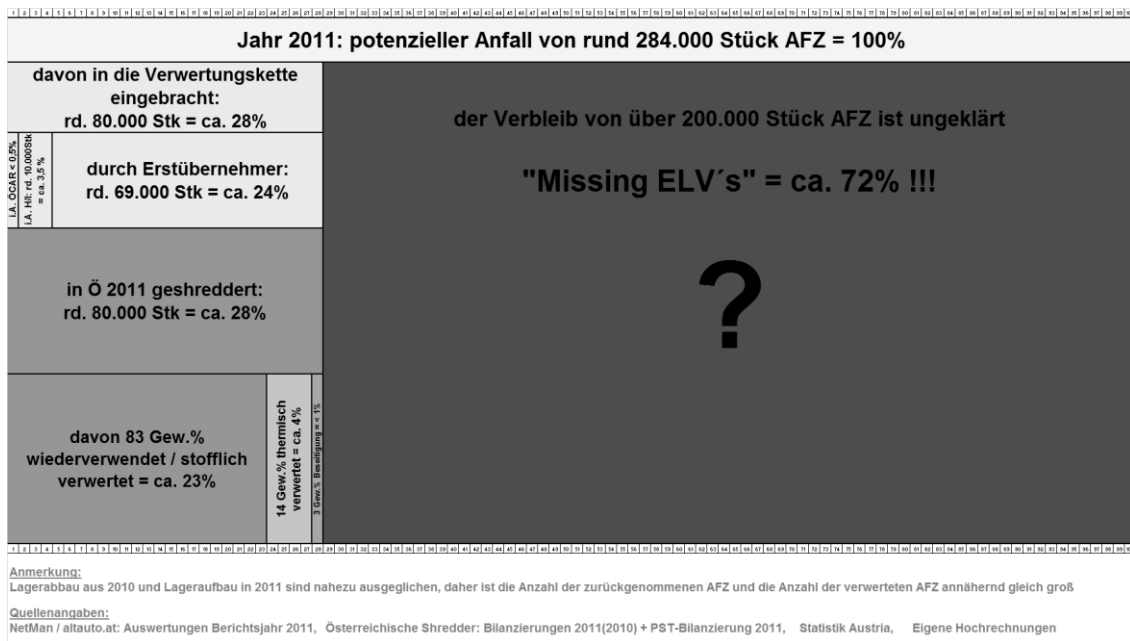


Abb.3: Prozentuelle Darstellung des Verbleibs und der Verwertung von Altfahrzeugen in Österreich im Jahr 2011 (Kletzmayr 2012)

### 3 VERKEHRSSICHERHEIT UND ALTERSSTRUKTUR DER AFZ

Selbst in europäischen Staaten wird die Verkehrstauglichkeit alter Fahrzeuge zunehmend als Problem erkannt, weshalb nun die EU-Kommission strengere Fahrzeugprüfungen fordert, und darauf verweist, dass im europäischen Straßenverkehr täglich mehr als fünf Menschen bei Unfällen ums Leben kommen, die durch technisches (sic!) Versagen verursacht wurden.

EU-Verkehrskommissar Siim Kallas hat dazu im Juli die Aussage getätigt, dass nicht straßenverkehrstaugliche Fahrzeuge eine tödliche Gefahr für den Lenker selbst darstellen, und auch für jeden anderen Verkehrsteilnehmer. Technische Mängel haben pro Jahr 2.000 Tote und über 36.000 Unfälle zur Folge (APA 13.7.2012).

Wie in Abb. 4 ersichtlich, ergibt sich für Österreich im Jahr 2011 in Bezug auf das Alter der verwerteten AFZ ein statistischer Durchschnittswert von 17,4 Jahren. Damit kann im internationalen Vergleich bereits von einer gewissen Überalterung der Fahrzeugflotten in Österreich gesprochen werden, eine raschere Erneuerung zugunsten wesentlich verkehrssicherer und emissionsärmerer Fahrzeuge wäre dringend angesagt. Die durch die Ökopremie in 2009 neu in Verkehr gebrachten 30.000 Fahrzeuge gehen dabei in der Gesamtbetrachtung über die Jahre nahezu unter.

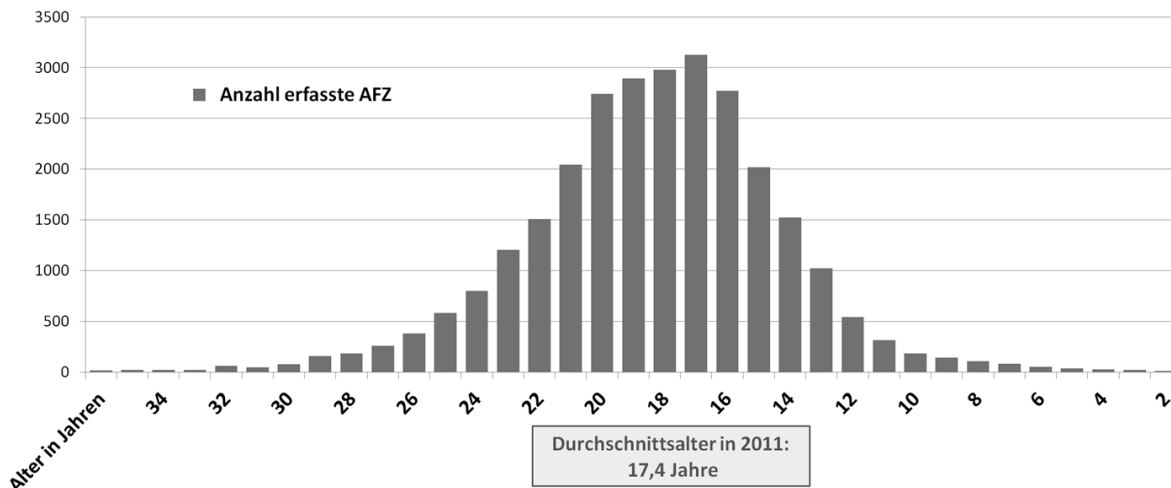


Abb.4: Ausschnitt aus der Datenreihe Alter der in altauto.at erfassten AFZ, die im Kalenderjahr 2011 im Shredderprozess verwertet wurden (Kletzmayr 2012)

Es bleibt zu hoffen, dass verschärfte neue Rahmenbedingungen zur Verkehrssicherheit auch tatsächlich den Effekt haben werden, Fahrzeuge mit altersbedingten technischen Mängeln endgültig aus dem Verkehr zu ziehen und einer Verwertung in Österreich oder der EU zuzuführen. Oder ob sich die fragwürdigen Exporte verstärken werden, weil ein Vorherrschen der individuellen Profitmaximierung – ohne Rücksicht auf Sicherheit und Umweltschutz und Sozialstandards (vereinfachend gesagt Gier und Ignoranz) – zu beobachten ist, und noch immer vielfach die irreführende und naive Auffassung besteht, dass technische Mängel und hohe Emissionen in Afrika oder anderen Ländern außerhalb Europas keine Rolle spielen würden.

#### 4 ROHSTOFFSITUATION

Im Hinblick auf die europäische Rohstoffsituation einerseits, als auch auf eine innovative weitere Entwicklung in der effizienten Verwertung von Altfahrzeugen gemäß Stand der Technik in der EU andererseits, sind derartige Lücken bzw. Verluste in der Realität nicht akzeptabel. Aktuellen Schätzungen zufolge sind die volkswirtschaftlichen Schäden beachtlich: Seit Inkrafttreten dieser EU-Richtlinie in 2002 im Jahr sind aus Europa rund 100 Mio. (Alt-)Fahrzeuge ohne Dokumentation verschwunden, und damit auch rund 75 Mio. Tonnen Stahlschrott, 2,5 Mio. Tonnen Leicht- und Buntmetalle wie Aluminium und Kupfer, aber auch 300.000 kg Edelmetalle aus der Platingruppe aus den Abgaskatalysatoren.

Auch die verstärkten Kontrollen von Transporten im Rahmen der EU-Abfallverbringung konnten bislang nicht die erhofften Effekte erzielen, obwohl hier vermehrt einzelne Erfolge zu verzeichnen sind. Die Begründung hierfür ist sowohl das in der praktischen Anwendung komplizierte und teilweise unzureichende bürokratische Netz als auch das Fehlen einer gesetzlich verbindlichen Definition des Begriffs „Altfahrzeug“. Im Anlassfall müssen individuelle Gutachter in detaillierter Arbeit über die „Abfalleigenschaft“ befinden. Als technische Grundlagen finden in Österreich die Formulierungen des Bundesabfallwirtschaftsplanes Verwendung, auf EU-Ebene gibt es zur EU-Abfallverbringungsverordnung die „Anlaufstellen-Leitlinie Nr. 9“. Beide Dokumente enthalten Kriterien und eine Aufzählung von Indizien, welche dann im Einzelfall zu beurteilen sind. Daraus ergeben sich eine Fülle von Detailfragen und Schwierigkeiten in der technischen sowie anschließenden juristischen Beurteilung, verbunden mit einem erheblichen bürokratischen Aufwand und Kosten.

#### 5 SCHLUSSFOLGERUNG UND DRINGENDE EMPFEHLUNGEN

Optimierungspotentiale könnten durch folgende Maßnahmen effizient sowie umwelt- und konsumentenfreundlich erschlossen werden:

- Kurz gefasste und allgemein verständliche Rahmenbedingungen für Altautoverwertung und deren effiziente Kontrolle samt rascher Exekutionen (siehe positive Erfahrungen „10 Gebote der Altautoverwertung“ – seinerzeit formuliert in der verbindlichen „Freiwilligen Pkw-Recycling-Vereinbarung“ 1992 in Österreich).
- Erforderliche Verwaltungsreform: Reduktion und Vereinfachung der extrem aufwändigen Bürokratie, die gegen Ressourcen- und Energieeffizienz und als erheblicher Wettbewerbsnachteil für Österreich zunehmend wirksam wird (konkrete Beispiele im Bereich Automobilwirtschaft werden vorgestellt).
- Ökonomische und ökologisch nachhaltig und effizient wirksame Anreizsysteme für alle Beteiligten (Konsumenten, Unternehmen, Finanzministerium inkl. Verwaltungsapparat) schaffen (siehe z.B. positive Erfahrungen „Ökoprämie 2009“ mit beachtlichen Einsparungen an Luftschadstoff- und Treibhausgasemissionen, Ressourceneffizienz durch nachweisliche Verwertung der Altfahrzeuge gemäß Stand der Technik in Österreich, und letztendlich Verringerung der Zahl von verletzten und getöteten Verkehrsteilnehmern durch Verzicht des Exportes von alten Fahrzeugen bzw. Altfahrzeugen, die in Österreich legal keine Prüfplakette mehr bekommen).
- Ressourcenbewirtschaftung: Verstärkter Import von Abfällen zur effizienten Verwertung in Österreich – anstatt den vielfältigen privatwirtschaftlich profitablen – Abfallexporten, die häufig auch im Widerspruch zu den rechtlichen Bestimmungen der Basler Konvention erfolgen.

Das mittelfristige Ziel einer grundlegenden Reform der EU-Altfahrzeu gerichtlinie samt EU-weitem lückenlosen Monitoring über obligat bestehende Haftpflichtversicherung sowie die dokumentierte Altfahrzeugeverwertung in gut kontrollierbaren Shredderanlagen (sowie kontrolliert qualifizierte Exporte) soll weiterhin angestrebt werden.

## LITERATUR

- Mehlhart, G., Merz, C., Akkermans, L. & Jordal-Jorgensen, J. (2011) *European second-hand car market analysis*. Freiburg, Germany: European Commission - DG Climate Action.
- Müller, H. (2012) Wer hat das größte Minus? *Auto&Wirtschaft* Juli / August 2012, S. 32, A&W Verlag GmbH, 3400 Klosterneuburg.
- Neubacher, F., Mochar C., Kletzmayr, W. (2004) *Alt-Pkw Verwertung in Österreich: 20 Jahre Rückblick und 10 Jahre Vorschau*, DepoTech 2004, Leoben, Austria.
- UV&P (2001) *Technische Grundlagen für die Umsetzung der Altfahrzeu gerichtlinie in Österreich*; Studie durchgeführt im gemeinsamen Auftrag des BMLFUW, des Arbeitskreises der Automobilimporteure in der Industriellenvereinigung, der Wirtschaftskammer Österreich und der Arbeitsgemeinschaft Österreichische Shredder, Wien, Austria.

# Rückgewinnung von Nebenmetallen aus EAG am Beispiel Festplatten aus PCs

M. Ueberschaar & V.S. Rotter

Fachgebiet Abfallwirtschaft, TU Berlin, Berlin, Deutschland

**KURZFASSUNG:** Viele Entwicklungen im Bereich der Elektro- und Elektronikgeräte und der erneuerbaren Energien basieren auf dem Einsatz von Seltenerdelementen (SEE). Jedoch ist das Recyclingproblem dieser Stoffe noch nicht gelöst. Diese Fallstudie untersucht die Verwendung von Seltenerdelementen in einem haushaltsüblichen und sehr verbreiteten Produkt. Festplatten enthalten große Mengen dieser theoretisch wiedergewinnbaren Elemente. Über 3 % des Gesamtgewichts bestehen aus Permanentmagneten mit Neodym als eines der Hauptbestandteile, weitere 6 % setzen sich aus Leiterplatten mit anderen Seltenerdelementen zusammen. Aufgrund der kompakten Bauweise ist Shreddern das Hauptaufschlussverfahren in Erstbehandlungsanlagen. Dieser Prozess führt jedoch zu einem Totalverlust des Neodyms und der anderen SEE. Probedemontagen zeigen die in Festplatten verwendeten Verbindungsarten, Möglichkeiten der Separierung einzelner Bauelemente und deren Anteile am Gesamtgewicht. Voranalysen untersuchen das Potenzial an SEE in Permanentmagneten.

## 1 EINLEITUNG & HINTERGRUND

Seit Jahren stützen sich technologische Innovationen im Bereich der Telekommunikations-, Informations- und Unterhaltungselektronik immer mehr auf die Verwendung von Seltenerdelementen (SEE). Auch hat sich die Nachfrage nach neuen Geräten aus diesem Sektor stark erhöht und führte somit zu einem großen Anstieg des Bedarfs für diese Metalle mit besonderen chemischen und physikalischen Eigenschaften.

Der Großteil der weltweiten Reserven von SEE lagern in China (38 %) und in der ehemaligen Sowjetunion (19 %). Weitere Gebiete mit bekannten Vorkommen sind Australien, USA, Indien und Kanada. Obwohl China nur knapp über ein Drittel der gewinnbaren Seltenerdelemente verfügt, werden hier 95 % der auf dem Markt verfügbaren Gesamtmenge gefördert (Angerer et al. 2009). Die Abhängigkeit der konsumierenden Nationen ist somit sehr hoch. Durch das Anlegen von Rohstofflagern und dem Ziel der Schaffung einer umweltfreundlichen Produktion, welche mit der Schließung von unlicenzierten Bergwerken verbunden ist, wird eine künstliche Verknappung der frei verfügbaren Mengen durch die chinesische Regierung erzeugt (Röttger 2011). Einzelne Elemente, wie Neodym, Praseodym, Dysprosium, Terbium, Lanthan, Yttrium und Europium sind voraussichtlich am stärksten betroffen (Schüler et al. 2011). Um die Rohstoffversorgung zukünftig stabil halten zu können, müssen diese Elemente im Kreislauf geführt werden. Aktuelle Studien zeigen jedoch Recyclingraten für SEE von unter einem Prozent (UNEP 2011).

### 1.1 Seltenerdelemente in Personal Computern

Neodym stellt einen großen Anteil von schätzungsweise 25 % der weltweiten Förderung von Seltenerdelementen dar (Schaik 2011). Im Jahre 2006 wurden hiervon fast 13 % für die Produktion von Permanentmagneten verwendet (Ad-hoc Working Group 2010). Diese Bauteile werden meist in modernen Motoren eingesetzt, die kleine Abmessungen und dennoch eine hohe Leistung benötigen, da Neodym-Eisen-Bor (NdFeB) Magnete relativ zu Ihrem Gewicht ein besonders starkes Magnetfeld erzeugen können. Derzeit sind ca. 34 % der sich im Umlauf befindenden Neodym-Magnete in Computern verbaut (Du & Graedel 2011).



Der größte Anteil an Permanentmagneten ist hierbei in Festplatten eingesetzt. Untersuchungen in zwei Erstbehandlungsanlagen aus dem Jahr 2011 mit Probedemontagen von 109 Geräten haben einen Anteil von 3,27 % am Gesamtgewicht eines durchschnittlichen Desktop Computers nachgewiesen.

Neben Neodym werden in Permanentmagneten auch andere Seltenerdelemente eingesetzt, um die physikalischen Eigenschaften, wie die Magnetfelddichte zu stabilisieren und die Temperaturbeständigkeit zu erhöhen. Die theoretische Zusammensetzung der Hauptlegierungsbestandteile sind anteilig Neodym 20 %, Praseodym 5 %, Dysprosium 5 %, Terbium 1 %, Eisen 67,5 % und Bor 1,5 %. (Für SEE: Xu et al. 2000, Hong 2006)

Je nach Hersteller können weitere Legierungselemente verwendet werden. Hierzu zählen Holmium als SEE, Kobalt, Aluminium, Kupfer, Zirkon, Chrom, Sauerstoff und Stickstoff (Yamamoto et al. 2005). Kobalt wird bis zu einem gewissen Grad als Fe-Substitut im Molekülaufbau der Neodym-Eisen-Bor Mischung verwendet, um, neben Dysprosium, die Magnetfeldeigenschaften zu stabilisieren; dieses gilt vor allem für hohe Temperaturen, die in Festplatten auftreten. (Hatch 2011)

Neben den Gehalten in Permanentmagneten finden sich geringe Anteile an Seltenerdmetallen auch in der Leiterplatte zur elektronischen Steuerung der Festplatte wieder. Diese sehr oft im IT-Bereich verwendeten Bauteile enthalten hohe Konzentrationen an Edelmetallen sowie geringe Mengen an SEE. Bereits durchgeführte Studien haben Cer, Europium, Lanthan und Scandium nachgewiesen (DEFRA 2006, Chancerel 2008).

## 1.2 Aktuelles Recycling von Festplatten

Um den Verbleib der Metalle der seltenen Erden aus Festplatten in den aktuell eingesetzten Recyclingprozessen zu klären, müssen einerseits die Herstellungsprozesse der Magnete, die Bauweise der Festplatten an sich sowie die Recyclingtechnik betrachtet werden.

Neodym-Eisen-Bor Magnete bestehen aus einem gesinterten Material. Die Legierungen können mittels verschiedener Verfahren hergestellt werden: einerseits schmelzmetallurgisch, wobei bestimmte Vormaterialien verschmolzen und anschließend gemahlen werden. Andererseits können durch einen Reduktions- und Diffusionsprozess aus SEE-Oxiden und Metallen Legierungspulver hergestellt werden, die anschließend nochmals fein gemahlen werden. Unter externer Magnetfeldeinwirkung wird das Pulver formgepresst oder gepresst und anschließend unter Schutzgas oder Vakuum bei Temperaturen unter der Schmelztemperatur zwischen 1030° und 1100 C° gesintert (ThyssenKrupp Magnettechnik 2006).

Diese Herstellungsweise macht die NdFeB - Magnete anfällig gegenüber größeren Kräfteinwirkungen. Aus Gründen der Wirtschaftlichkeit und Datenschutz werden jedoch in aktuellen Recyclingprozessen Shreddertechnologien eingesetzt. Diese Technik verdünnt niedrig konzentrierte Stoffe in die verschiedenen erzeugten Fraktionen, wodurch eine Wiedergewinnung erschwert bzw. unmöglich gemacht wird. Dieses gilt nicht nur für eine große Anzahl an herkömmlich eingesetzten Metallen, sondern insbesondere für Technologiemetalle, zu denen SEE gehören. Darüber hinaus zerfallen die NdFeB - Magnete durch die hohen Kräfte im Shredder wieder in ihre ursprüngliche Pulverform. Zwar bleiben die magnetischen Eigenschaften teilweise erhalten doch ist eine Dissipation in andere Stoffströme, ein Staubaustrag oder sonstiger Verlust nicht zu vermeiden (Nemoto et al. 2011).

Durch den hohen Eisenanteil der Legierung werden Magnetfragmente durch die Sortierung größtenteils den FE-Fractionen zugeordnet. Meist werden diese Stoffe zur Stahlerzeugung als Desoxidationsmittel eingesetzt. Für die anderen SEE ist ein Verbleib in der Legierung, aber auch ein Austrag über die Schlacke möglich. Ein Recycling dieser Stoffe ist allerdings durch die geringe Konzentration nicht mehr möglich.

Die restlichen Metalle der seltenen Erden Cer, Europium, Lanthan und Scandium aus Festplatten liegen im Verbund mit den Platinen vor. Diese werden nach dem Aufschluss in den weiteren Prozessen gewöhnlicherweise optoelektronisch aus den Stoffströmen abgetrennt und als Erstschrift in der Kupferrückgewinnung verhüttet. Weitere Metalle können in weiterführenden Prozessschritten rückgewonnen werden. Auch hier sind die Metalle der seltenen Erden aus den Platinen durch die geringen Mengen in Schmelze und Schlacke verdünnt und nicht mehr in recycelbaren Konzentrationen vorhanden.

Eine manuelle Demontage wäre hier ein wichtiger Erstbehandlungsschritt, um Bauteile mit einem hohen Anteil an SEE, wie Neodym-Eisen-Bor Magnete oder Leiterplatten separieren und für ein Recycling zugänglich machen zu können. Eigene Erfahrungen bei der Demontage und Studien von Hitachi (Nemoto et al. 2011) zeigen, dass ca. 10 – 12 Festplatten in der Stunde von geschultem Personal demontiert werden können, da die kompakte Bauweise den schnellen Zugang erschwert. Hitachi rechnet ab ca. 100 Festplatten pro Stunde mit einer wirtschaftlichen Demontage. Ein erster Lösungsansatz hierfür ist eine automatische, maschinelle Demontierung durch ein Aggregat, welches durch Rüttel- und Pralleinwirkung nahezu zerstörungsfrei Schrauben und andere Verbindungselemente löst. Es können somit Gehäuse, Abdeckung, Speicherscheiben, Schreib-Lesekopf, Leiterplatte und die Linearmagnete mit den Trägerplatten separiert werden. Ein weiterer Arbeitsschritt, um den Magneten von der Trägerplatte zu trennen, ist dennoch notwendig. Die Magnete aus den Spindelmotoren werden durch diese Vorgehensweise nicht erfasst.

Die separierten Magnete lassen sich in weiteren Recyclingprozessen aufmahlen und resintern oder durch Schmelz- und Flotationsverfahren rohstofflich verwerten.

## 2 PROBEDEMONTAGEN

Für die Abschätzung der Inhalte wurden Probedemontagen von Festplatten aus Personal Computern durchgeführt. Abb. 1 zeigt die Elemente, die bei dieser Fallstudie von Bedeutung sind: die Leiterplatte, die ohne Öffnen des Festplattenkörpers erreichbar ist, und die beiden Bereiche, in denen Permanentmagnete verbaut sind. Dieses ist zum einen der Linearmotor, der für die Positionierung des Schreib-/Lesekopfes zuständig ist (Voice - Call Actuator) und der Spindelmotor, der die Speicherscheibenspindel antreibt.



Abb. 1: Platine auf Festplatte (l.) und geöffneter Festplattenkörper mit Linear- und Spindelmotor (r); rot markiert (eigene Aufnahme)

Für die Demontage der Hauptkomponenten (Platine, Spindelmotor, Speicherscheiben, etc.) sind nur formschlüssigen Verbindungen, meist Schrauben, zu lösen. Der Zugang zu den Bauteilen mit hohen REE-Inhalten, den Neodym-Eisen-Bor Magneten, ist mit dem Lösen von meist reib- und kraftschlüssigen Elementen verbunden.

Der Ausbau der Neodym-Eisen-Bor Magnete aus dem Linearmotor ist aufwendig, da hier zwei Magnete verwendet werden, die sich gegenseitig durch einen magnetismusinduzierten Reibschluss selbst sichern. Die Magnete sind jeweils zusätzlich auf einer Trägerplatte verklebt. Es wurden Temperaturen von ca. 2000 °C, erzeugt durch einen Gasbrenner, verwendet, um den organischen Kleber zu verbrennen und die Curie - Temperatur des Permanentmagneten zu erreichen und damit den Eigenmagnetismus der Magneten aufzuheben. Je nach Legierung ist diese Curie - Temperatur unterschiedlich. Die Varietät liegt hierbei gewöhnlicherweise zwischen 80 °C und 220 °C, je nachdem welche Zusatzstoffe für die Legierung verwendet wurden.

Dieselbe Vorgehensweise wurde verwendet, um die form- und reibschlüssigen Verbindungen des Spindelmotors zu lösen. Durch die unterschiedlichen Wärmeausdehnungskoeffizienten der verbauten Materialien ist es auch möglich, die formschlüssigen Verbindungen zu lösen. Abb. 2 zeigt die Vorgehensweise der Separierung und die getrennt vorliegenden Magneten sowie die Trägerplatten des Voice - Call Actuators.



Abb. 2 Manuelle Demontage der Neodymmagneten aus Voice - Call Motor (oben) und aus Spindelmotor (unten) (eigene Aufnahme)

Neodym zeigt sich bei Luftkontakt stark oxidierend. Aus diesem Grund sind Permanentmagneten auf der Basis von Neodym mit einer Schutzschicht überzogen. Es kann sich hierbei um eine einfache Ummantelung in Form von Kunststoff handeln, aber auch um Opferanoden aus Nickel oder einer Zinn/Zink Verbindung. Kritisch ist der Umgang mit hohen Temperaturen bei einer Nickelbeschichtung, da dieser Stoff ab einer Temperatur von 1.455 °C schmilzt und ab 2.730 °C in die Gasphase übergeht. Inhaliert wirkt gasförmiges Nickel karzinogen und verursacht Lungenödeme (Brockhaus Enzyklopädie 2012).

Es wurde für diese Fallstudie die durchschnittliche Zusammensetzung von ca. 30 Festplatten aus Personal Computern ermittelt: NE-Metalle 62 %, FE-Metalle 19 %, Leiterplatten 6 %, Neodym-Eisen-Bor Magnete 3 % (2,69 % aus Linear-, 0,43 % aus Spindelmotor), Kunststoffe 1 % und Sonstiges 9 %. Unter Sonstiges sind nicht trennbare Bauteile mit teilweise hohen Wertstoffgehalten enthalten, wie Kupferspulen mit Kunststoffanhaftung, Aluminiumverbunde oder Lese-Schreibköpfe. Abb. 3 zeigt die statistische Auswertung der Fraktionen.

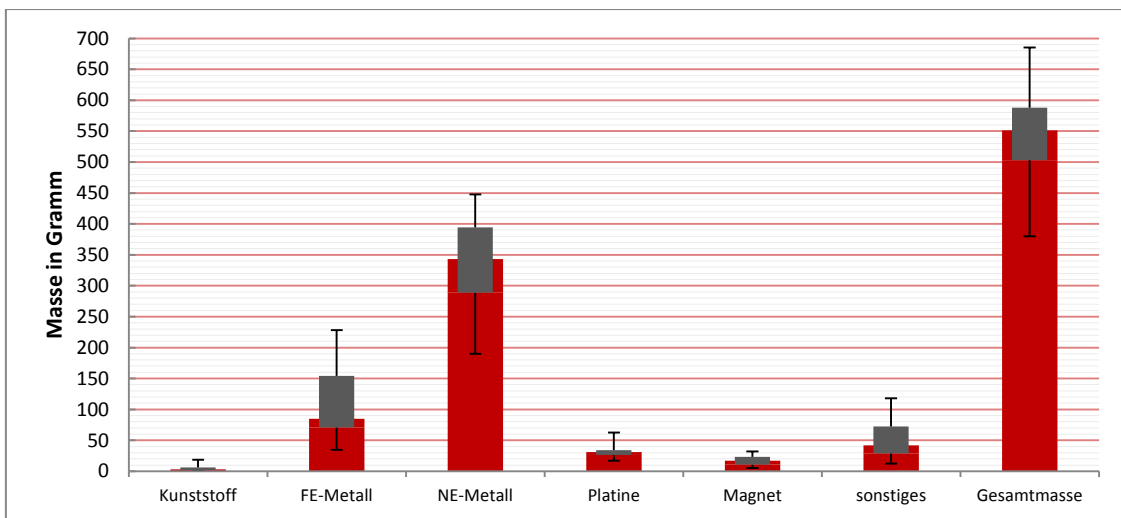


Abb. 3: Statistische Auswertung der Zusammensetzung einer durchschnittlichen Festplatte. Rot: Median; grau: oberes (80) und unteres (20) Quantil; Maximum, Minimum als Error Bars

### 3 AUFSCHLUSS UND ANALYSE VON NEODYM-EISEN-BOR-MAGNETEN

Für eine genauere Potenzialabschätzung wurden die aus den Festplatten demontierten Neodym-Eisen-Bor Magnete analysiert. Vorangegangene Aufschlussversuche wurden mit Salpetersäure, Schwefelsäure und Königswasser durchgeführt. Es zeigte sich, dass für Linear- und Spindelmagneten jeweils unterschiedliche Aufschlussmethoden erforderlich sind. Die Magnete aus den Linearmotoren ließen sich entweder mit Salpeter- oder Schwefelsäure bei Raumtemperatur über einen Zeitraum von ca. 1 h in Lösung bringen.

Da es teilweise zu feinen rotbraunen Niederschlägen kam, waren auch Mikrowellendruckaufschlüsse mit Königswasser notwendig. Möglicherweise kommt es bei den Aufschlüssen zu der Bildung von Metalloxiden.

Magnete aus den Spindelmotoren ließen sich mit den verwendeten Methoden nicht vollständig in Lösung bringen, da es bei allen Aufschlussversuchen zu der Bildung von rotbraunen Partikeln kam. Zu Vergleichszwecken wurde die filtrierte Lösung dennoch auf Inhalte untersucht. Die Unterschiede in den Lösungsverhalten sind durch verschiedene Herstellungsprozesse und Legierungsbestandteile erklärbar. Magnete, die in Spindelmotoren eingesetzt werden, dürfen nur geringe Unterschiede in den Maßen aufweisen. Jedoch muss bei einem Sinterprozess mit einer Schrumpfung des Bauteils von 15 – 20 % gerechnet werden (ThyssenKrupp Magnettechnik, 2006). Daher bestehen diese Magnete aus einem Nd-Fe-B Pulver und einem speziellen Binder, der es erlaubt, präzise in bestimmte Formen zu pressen. Durch diese Herstellungsweise kommt es zu keiner Schrumpfung und nur geringe Nachbearbeitungen dieser polymergebundenen Bauteile sind nötig.

Für die Analyse der Säureaufschlüsse wurde mit einer optischen Emissionsspektrometrie mit induktiv gekoppeltem Plasma (ICP-OES; Thermo Scientific iCAP 6000 Series) gearbeitet. Es wurden auf der Grundlage von Literaturauswertungen 10 Hauptlegierungselemente bestimmt und gemessen. Diese sind Bor (B), Kobalt (Co), Dysprosium (Dy), Eisen (Fe), Neodym (Nd), Nickel (Ni), Praseodym (Pr), Zinn (Sn), Terbium (Tb) und Zink (Zn).

Untersucht wurden für eine erste Abschätzung eine Magnetprobe aus Spindelmotor und zwei Proben aus Linearmotor. Als Vergleich und als qualitative Untersuchungsmethode der enthaltenen Elemente wurde eine Röntgenfluoreszenzanalyse (RFA; Philips WD-RFA PW 2400) mit Magneten aus dem Linearmotor durchgeführt. Es konnte allerdings nur mit Messprogrammen gearbeitet werden, die nicht spezifisch für Metalllegierungen waren.

#### 4 ERGEBNISSE & ZUSAMMENFASSUNG

Die Aufschlussmethoden mit Königswasser und Wasser-Salpetersäure zeigen für die erwarteten SEE keine starken Unterschiede in den ermittelten Elementgehalten. Für Eisen und Nickel gilt dieses nicht. Diese Unterschiede sind möglicherweise auf die Bildungen von Oxiden zurückzuführen, die je nach Aufschlussmethode unterschiedlich verlaufen. Tab. 1 zeigt die gemessenen Elementgehalte. Bei den Ergebnissen für die Magnete aus dem Spindelmotor muss berücksichtigt werden, dass die Aufschlussmethode noch nicht optimiert ist.

Auffällig sind die Abweichungen von Spindel- und Linearmagnet bei den Elementen Kobalt, Dysprosium, Nickel und Praseodym. Im Bereich des Spindelmotors herrschen andere Temperaturverhältnisse während des Betriebs als im Bereich des Linearmotors. Für diesen Zweck ist im Spindelmagnet ein höherer Anteil an Kobalt in der Legierung enthalten, um die Curie Temperatur zu erhöhen. Praseodym bewirkt eine bessere Magnetfeldstabilität bei höheren Temperaturen (Hatch 2011).

Diese Eigenschaft ist allerdings im Linearmotor wichtiger. Der Anteil ist hier daher höher. Nickel, Zinn und Zink sind nur für in der Umhüllung der Magneten eingesetzt und können je nach Hersteller sehr stark variieren.

Tab. 1: Vergleich der Elementgehalte der untersuchten Magnete in % (ND: Nicht detektiert)

Probenmaterial	Aufschluss- methode	B [ % ]	Co [ % ]	Dy [ % ]	Fe [ % ]	Nd [ % ]	Ni [ % ]	Pr [ % ]	Sn [ % ]	Tb [ % ]	Zn [ % ]
Spindelmagnet	Königswasser	0,83	5,33	0,06	68,10	25,40	0,02	0,30	ND	0,02	0,01
Linearmagnet Probe 1	Wasser : HNO <sub>3</sub> (2 : 1)	0,80	0,67	1,02	68,80	22,20	0,91	5,58	ND	0,01	0,01
	Königswasser	0,80	0,51	1,12	61,30	21,80	8,98	5,46	ND	0,01	0,02
Linearmagnet Probe 2	Königswasser	0,83	3,54	2,66	59,30	25,80	1,57	0,59	ND	ND	0,01

Probe 2 aus dem Linearmotor wurde als Vergleichsmessung zur ICP-OES zusätzlich mit der RFA bestimmt. Es konnten durch das Messprogramm insgesamt nur 38,1 % der Elementgehalte quantitativ bestimmt werden. Es wurde eine manuelle Zuordnung der Peaks zu den entsprechenden Elementen durchgeführt und die Elementgehalte auf 100 % gerechnet. Tab. 2 zeigt die Ergebnisse.

Tab. 2: Ermittelte Elementgehalte in % von Probe 2 in RFA (ND: Nicht detektiert, NM: Nicht messbar)

Al	B	Co	Cu	Fe	I	Mo	Ni	Pd	SEE	Si	Sn	Zn
[ % ]	[ % ]	[ % ]	[ % ]	[ % ]	[ % ]	[ % ]	[ % ]	[ % ]	[ % ]	[ % ]	[ % ]	[ % ]
0,72	NM	3,06	0,18	47,1	0,09	0,04	0,94	0,34	44,1	3,4	ND	ND

Durch die ähnlichen Eigenschaften der Lanthanoide und die hierdurch entstehenden Überlagerungen der Peaks ist eine Zuordnung zu bestimmten Elementen sehr schwierig. Die SEE wurden daher zu einem Ergebnis zusammengefasst. Die Abweichung der Analyseergebnisse zu der ICP-OES für Königswasseraufschlüsse betrug maximal 2,1 %. Hohe Abweichungen beim Eisenanteil sind durch die Oxidbildungen in den Aufschlüssen zu erklären. Dennoch sollten die Ergebnisse der RFA als Ergebnisse einer qualitativen Analyse verstanden werden.

Die Ergebnisse in Abb. 4 stellen die Zusammensetzung einer durchschnittlichen Festplatte dar und setzen sich aus vorangegangenen Studien (Xu et al. 2000, Hong 2006, DEFRA 2006, Chancerel 2008) und aus den Demontagen und Analysen für diese Case-Study zusammen.

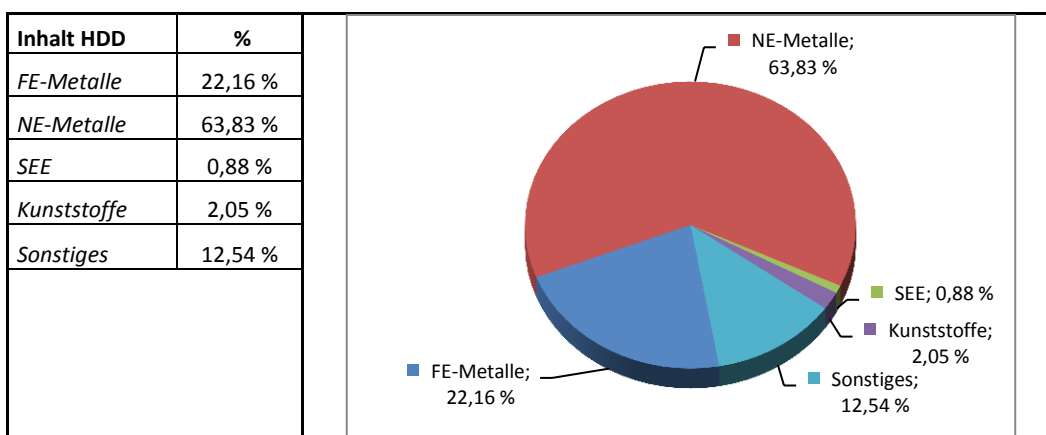


Abb. 4: Zusammensetzung einer durchschnittlichen Festplatte

Metalle der seltenen Erden entsprechen nur 0,88 % der Gesamtmasse einer durchschnittlichen Festplatte und werden deshalb separat in Abb. 5 aufgeführt. Die Elemente Neodym, Praseodym, Dysprosium und Terbium sind hierbei den Permanentmagneten zuzuordnen. Cer, Europium, Lanthan und Scandium stammen aus der Leiterplatte.

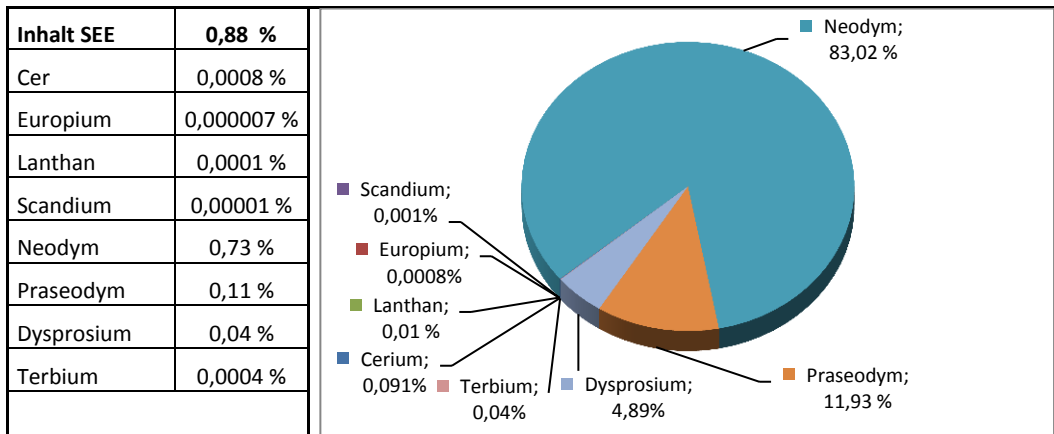


Abb. 5: Zusammensetzung der Seltenerdelemente aus Permanentmagneten und Leiterplatte anteilig an der Gesamtmasse einer durchschnittlichen Festplatte (links) und anteilig an separierten Magneten (rechts)

## 5 FAZIT

Die Rückgewinnung von Nebenmetallen aus Festplatten stellt eine hohe Herausforderung an verwertende Betriebe dar. Die Inhalte von SEE sind mit 0,88 % am Gesamtgewicht einer durchschnittlichen Festplatte gering und somit der Aufwand für ein sortenreines Recycling sehr hoch. Dennoch liegt der Anteil von NdFeB Magneten bei über 3 %. Diese Bauteile lassen sich werkstofflich verwerten. Durch Resinterungsprozesse und der gleichzeitigen Anreicherung von Legierungselementen, z.B. Neodym, ist es möglich, über jeden Zyklus eine gleichbleibende Qualität zu erhalten. Hierfür bieten sich Aggregate wie von Hitachi als eine automatische Separierungsmethode an, da manuelle Demontagen nicht wirtschaftlich durchführbar sind. Die separierten Bauteile lassen sich neben der werkstofflichen Verwertung auch rohstofflich durch Schmelz- und Flotationsverfahren verwerten.

Die aktuelle Strategie der Erstbehandlung im Shredder, der neben wirtschaftlichen Gründen meist auch wegen des Datenschutzes eingesetzt wird, verteilt die niedrig konzentrierten SEE in nicht wiedergewinnbare Anteile der verschiedene Output-Fractionen.

## LITERATUR

- Ad-hoc Working Group (2010) *Critical raw materials for the EU*. Brüssel, Belgien: Raw Materials Supply Group, European Commission - Enterprise and Industry.
- Angerer, G. et al. (2009) *Rohstoffe für Zukunftstechnologien*. Karlsruhe; Deutschland: Fraunhofer IRB Verlag.
- Brockhaus Enzyklopädie (2012) *Nickel*. Gütersloh, Deutschland: Verlag F.A. Brockhaus/wissenmedia in der inmediaONE] GmbH.
- Chancerel, P. (2008) *Substance flow analysis of Remondis Electrorecycling*. Berlin, Deutschland: Fachgebiet Abfallwirtschaft, TU Berlin.
- Department for Environment, Food and Rural Affairs of the UK Government (DEFRA) 2006 *WEEE & Hazardous Waste, Part 2*. London, England: AEA Technology commissioned by DEFRA
- Hatch, G. (2011) *Seagate, Rare Earths And The Wrong End Of The Stick*. Carpentersville, USA: TMR Technology Metals Research, LLC.
- Hong, F. (2006) Rare earth: Production, trade and demand. *Journal of Iron and Steel Research, International* (1006-706X) 13, 33-38.
- Nemoto, T. et al. (2011) Resource Recycling for Sustainable Industrial Development. *Hitachi Review* Vol. 60 (2011), No. 6, 335-341.
- Röttger, M. (2011) *China säubert den Markt für seltene Erden*. Hamburg, Deutschland: Financial Times
- Schüler, D. et al. (2011) *Study on Rare Earths and Their Recycling*. Darmstadt, Deutschland: Öko-Institut e.V.

- ThyssenKrupp Magnettechnik (2006) *Magnete • Magnets*. Gelsenkirchen, Deutschland: ThyssenKrupp Magnettechnik.
- UNEP, International Resource Panel (2011) *Recycling Rates of Metals: A Status Report*. Paris, Frankreich: UNEP DTIE Sustainable Consumption and Production Branch.
- Van Schaik, A. (2011) *Kwantificering kritische (grond)stoffen in E-Waste producten*. Den Haag, Nederland: MARAS – Material Recycling and Sustainability.
- Xiaoyue, D. & Graedel, T. E. (2011) Global Rare Earth In-Use Stocks in NdFeB Permanent Magnets. *Journal of Industrial Ecology* (1530-9290) 15, 836-843.
- Yamamoto, K. et al. (2005) *Patent auf Seltenerd/Eisen/Bor basierte Legierung für Dauermagneten*. Gauting, Deutschland: propindus Patentanwälte Niedmers Jaeger Köster.

# Zerkleinerung von sekundären Rohstoffen mit optimiertem Energieeinsatz

A. Schmid & H. Flachberger

*Lehrstuhl für Aufbereitung und Veredlung, Montanuniversität Leoben, Leoben, Österreich*

F. Duspiva

*ATM Recyclingsystems GmbH, Fohnsdorf, Österreich*

**KURZFASSUNG:** Im folgenden Beitrag wird auf die Aufbereitung von metallischen Reststoffen eingegangen bzw. die Zusammenhänge zwischen der Zerkleinerung und den Einfluss auf die Agglomeration von metallischen Spänen dargelegt. Es wurde dazu ein für diese Zerkleinerungsaufgabe optimal angepasstes Zerkleinerungsaggregat entwickelt, welches auch im Stande ist, die Grobteilproblematik zu bewältigen. In den Spänebüscheln befinden sich oftmals massive Grobteile, welche bei diesem Aggregat aus dem Zerkleinerungsraum ausgeschleust werden. Das Pilotaggregat wurde mit einer aufwändigen Messtechnik ausgestattet, da die dabei gewonnenen Daten eine wertvolle Unterstützung für eine Beurteilung des Zerkleinerungserfolges, des spezifischen Energieeintrags wie auch im Hinblick auf Moment bzw. Schneidkräfte und Spannungen darstellen. Die Messungen wurden mittels numerischer Simulationsverfahren und Gegenüberstellung mit Messwerten (Dehnungsmessstreifen) aus dem Zerkleinerungsaggregat verglichen. Aus diesen Messwerten können die Belastungen auf die Schneidwerkzeuge bestimmt und damit wiederum die an die Zerkleinerungsaufgabe optimal angepassten Schneidwerkstoffe zur Optimierung der Standzeiten ausgewählt werden. Die in umfangreichen experimentellen Untersuchungen gewonnenen Erkenntnisse flossen in die Weiterentwicklung zur Serienmaschine ein.

## 1 EINLEITUNG

Bei der Aufbereitung von Spänen aus der Metallverarbeitung stellt das Brikettieren oftmals den zentralen Arbeitsschritt dar. Zur Vorbereitung der metallischen Reststoffe für Agglomerationsprozesse sind Zerkleinerungsaggregate notwendig, welche für verschiedene metallische Reststoffe unterschiedlich einsetzbar sind. Im Rahmen systematischer Untersuchungen einer auf drei Jahre anberaumten Forschungskooperation zwischen der Firma ATM Recyclingsystems GmbH und dem Lehrstuhl für Aufbereitung und Veredlung an der Montanuniversität Leoben wurde insbesondere die Bedeutung der Zerkleinerung der metallischen Späne als vorbereitender Aufbereitungsschritt für die Erzielung guter Brikettqualitäten erkannt und darauf besonderes Augenmerk gelegt. Nach eingehenden Tests mit allen in Frage kommenden Zerkleinerungsaggregaten mit Schwerpunktlegung auf die Grobteilentrachtung aus den Spänebüscheln wurde ein dafür geeigneter Prototyp in Form einer Radialspalt-Rotorschere mit Messaufbau und integriertem Grobteilaustrag entwickelt, um die bei der Zerkleinerung von Spänen auftretenden Besonderheiten zu studieren. Eine schneidende Zerkleinerung ist für den nachfolgenden Brikettierprozess von Vorteil, da keine „Verkuglung“ der Späne stattfindet, was mit einer unerwünschten Kaltverfestigung der Späne einherginge, und so höhere Brikettdichten bzw. –haltbarkeiten gewährleistet werden können.

## 2 DIE RADIALSPALT-ROTORSCHERE

Der Grundaufbau der Radialspalt-Rotorschere (Prototyp) basiert auf einem Rotor mit einem Messerflugkreisdurchmesser von 360 mm und einer Länge von 760 mm, der mit 18 Schneidmessern (60 x 60 mm) bestückt ist, welche in den Rotor eingeschraubt werden können. Jeweils in einer Messerspur befinden sich zwei Schneidmesser, die um 180° versetzt sind. Die Rotor-



messer können auch durch Blinddeckel ausgetauscht werden, um die Messeranzahl an der Welle zu verringern. Aufgrund der Flexibilität der Messerhalter können auch positive oder negative Schneidwinkel durch Wechsel der Messerhalter eingestellt werden. Die Gegenmesser werden am Gegenmesserbalken verschraubt und sind verstellbar. Die Verstellung der Gegenmesser dient einerseits zum Einstellen des exakten Messerschneidspaltes und andererseits zum Verändern der Schneidspalte auf Schneiden (0 bis 0,3 mm) und Reißen (> 0,3 mm), um auch die Energieverluste bei schlecht eingestelltem Schneidspalt zu simulieren. Der Zerkleinerungsraum ist verschwenkbar am Unterbau montiert, sodass verschiedene Winkelpositionen verwirklicht werden können. Die Zuführung der Späne erfolgt durch einen hydraulisch betriebenen Schiebermechanismus (Fahrweg bis 350 mm), welcher die Späne zur Schneidwelle führt. Das je Zeiteinheit an die Schneidwerkzeuge geführte Spanvolumen kann durch den Schieber durch Variation von Verfahrenweg oder Maximalmoment vorab angepasst und optimiert eingestellt werden, um ein sogenanntes „Rollen“ des Materials vor der Schneidwelle zu begünstigen. Eine in die Bodenplatte integrierte Grobteilklappe ermöglicht eine kraftschlüssige Voreinstellung der Schneidkraft mittels Hydraulikzylinder, welche nach Eintreten eines Grobteilstopfers selbsttätig öffnet und wieder selbsttätig schließt. Die Klassierung der Späne erfolgt durch einen einschwenkbaren Siebkorb unterhalb der Gegenmesser und zwischen den Schneidmessern. Auf die schnelle und leichte Austauschbarkeit der Siebkörbe wurde dabei besonders geachtet.

Die Antriebseinheit wurde zwecks der Auswerteanforderung für die Schneidaten mit einem High-Torque Antrieb mit 22 kW Antriebsleistung und angeschlossenem Regler ausgestattet, die Kräfte werden durch einen Riementrieb mit Übersetzung auf die Schneidwelle übertragen. Der High-Torque Antrieb fährt aufgrund der Konzeption in der Anfahrkurve mit vollem Moment bis zur Nenndrehzahl an und kann mit bis zu 100 % des Momentes kurzzeitig überlastet werden, was bei eventuell auftretenden Grobteilen nützlich ist. Die elektrische Antriebseinheit ist derart gestaltet, dass die Motorparameter – Drehzahl, Moment, Temperaturverläufe, etc. – im Millisekundentakt abgelesen und danach ausgewertet werden können. Diese Signale sind für die Darstellung der Zerkleinerungsenergien und des Grobteileauswurfs von besonderer Bedeutung. In Abb. 1 sind die zur Erfassung der wesentlichen Betriebsparameter notwendigen Sensoren hinsichtlich der Örtlichkeit und der Sensorart an der Radialspalt-Rotorschere vereinfacht beschrieben.

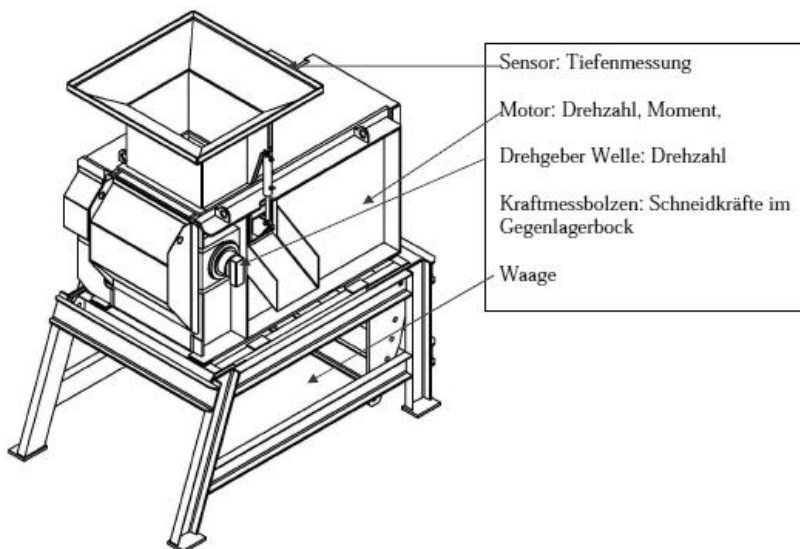


Abb. 1: Radialspalt-Rotorschere mit integrierter Sensorik

Die Zusammenführung der Messwerte basiert auf einer Aufzeichnungselektronik über National Instruments – Lab View, da die Daten in Echtzeit aufgenommen werden müssen, um eventuelle Veränderungen zeitnah zu beobachten. Sämtliche Werte werden dann als Excel-Datei ausgegeben und können weiter bearbeitet bzw. zur Auswertung herangezogen werden. Alle für die Überwachung des Zerkleinerungsvorganges als wichtig erachteten Parameter können zur Erstellung einer „Zerkleinerungsrezeptur“ für unterschiedliche Spänequalitäten verwendet werden.

### 3 MESSUNG DER SPANNUNGEN IN DER RADIALSPALT-ROTORSCHERE

Die Messungen mittels numerischer Simulationsverfahren wurden in Zusammenarbeit zwischen dem Lehrstuhl für Aufbereitung und Veredlung und dem Lehrstuhl für Allgemeinen Maschinenbau durchgeführt, wobei das gesamte Aggregat im Hinblick auf die Ermittlung der auftretenden lokalen Beanspruchungen betrachtet wurde. Es wurden dazu mehrere Lastfälle definiert, welche durch abgestimmte Belastung durch ein eingelegtes Blechstück auf das Höchstmoment und unterschiedliche Materialien der Späne bzw. Grobteile bewerkstelligt wurden. Die numerische Simulation umfasste eine FEM-Simulation der vorhandenen Beanspruchungen und eine nachfolgende Feinmodellierung der Trommel und Schneide. Die Trommel wurde in einem Ersatzmodell vorsimuliert, um Rechenzeit einzusparen und eine schnelle Durchführung von Parameterstudien (Randbedingungen, Lasten, etc.) zu ermöglichen. Die Trommel wurde in fünf Segmente unterteilt, wodurch ca. 57.000 Elemente entstanden und die Rechenleistung damit erheblich reduziert wurde. Im Anschluss wurden diese Ergebnisse (vor allem der definierten Randbedingungen) auf das Gesamtmodell übertragen, was die Rechenzeit natürlich erheblich verlängerte (181 Segmente mit ca. 750.000 Elementen).

Weiters wurden die unter schwierigen Betriebsbedingungen auftretenden Belastungen durch ein definiert eingelegtes Blechstück evaluiert. Spannungen am drehenden Rotor wurden nicht ermittelt, da dies mit den Messkabeln Probleme verursacht hätte. Der Gegenmesserblock kann jedoch mit fix installierten Dehnungsmessstreifen (DMS) für längere Zeit in der Maschine verweilen und es können so Daten im laufenden Betrieb aufgezeichnet werden, wie später noch dargestellt wird. Das eingelegte Blechstück wurde deshalb für die Untersuchungen herangezogen, da die Kräfte dann ganzflächig von der Rotorschneide auf das Gegenmesser übertragen werden. Die Spannungen an der Schneide bewegen sich bei einer Momenteinleitung von 2600 Nm im Bereich von  $15 \text{ N/mm}^2$ , was sehr geringen Spannungen entspricht. Höhere Spannungen treten wahrscheinlich bei abrupten Stillständen bei Grobteilen auf, was derzeit noch Gegenstand weiterer Untersuchungen ist.

Bei den umfangreichen experimentellen Versuchen zur Erfassung der bei der Zerkleinerung von Stahlspänen auftretenden Kräfte wurden Späne aus der ATM Eigenfertigung, unterschiedliche Grobteile und Aluminiumkabel mit unterschiedlichen Drehzahlen geschreddert (siehe nachfolgende Abb.). Die Spangrößenverteilungen der Aufgabematerialien und der Zerkleinerungsprodukte wurde für diese Untersuchungen nicht ermittelt. Die nachfolgenden Abb. 2 bis 4 veranschaulichen zum Einen die Aufgabe und zum Anderen die Zerkleinerungsprodukte der jeweiligen Versuchsreihe. Die Versuchsreihen werden in Abb. 7 mit unterschiedlich eingestellten Zerkleinerungsdrehzahlen ausgewiesen. Zusätzlich sind Grobteile einzeln (Abb. 3) aufgegeben worden, welche für die Ermittlung der maximalen Belastungswerte im Zug- und Druckbereich herangezogen wurden.



Abb. 2: Zerkleinerungsprodukte der Versuchsreihen 1 und 2 (Stahlspäne)



Abb. 3: Verwendete Grobteile für die Versuchsreihen 3 bis 6



Abb. 4: Aluminiumkabel für Versuchsreihe Messung 7, 8 und 9 (Aufgabe linkes Bild und Zerkleinerungsprodukt rechtes Bild)

Die Messergebnisse wurden an vier Messpositionen bzw. einem Beschleunigungssensor mit einer Messrate von 200 Hz bei Dauermessung ermittelt, es wurden daher 200 Messdaten pro DMS je Sekunde erfasst. Die Darstellung der Messwerte erfolgte mittels Auswerteelektronik, auf der Abszisse ist die Zeit in Sekunden (s), auf der Ordinate die erfassten Zug- (+) und Druckspannungen (-) ausgewiesen in Megapascal (MPa).

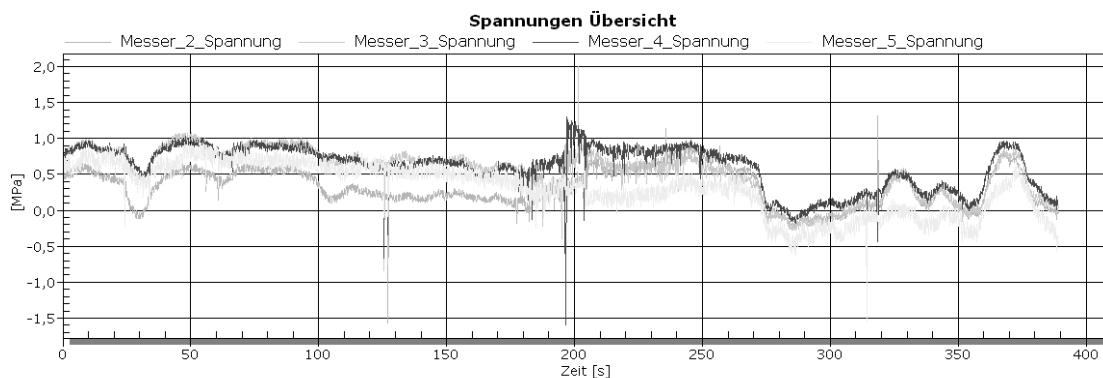


Abb. 5: Aufzeichnung von Messergebnissen

Die Zusammenfassung der Messergebnisse der unterschiedlichen Späne und Grobteile findet sich in Abb. 7. Die Ergebnisse sind dabei auf Quartile (vier Teile) aufgeteilt, wobei diese mit sogenannten Box-Plots dargestellt werden und Tendenzen besser dargestellt werden können. Die Darstellung der unterschiedlichen Quartile erfolgt mittels der in Abb. 6 ausgewiesenen Grafik, um die nachfolgende Abb. 7 besser zu verstehen. Ein Boxplot wird durch den Minimum- und Maximum-Wert begrenzt und der Median ist als 50 % Perzentil ausgewiesen.

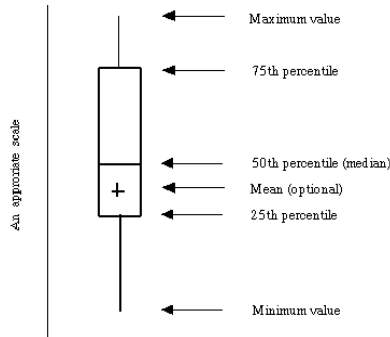


Abb. 6: Darstellung der Perzentile

In der nachfolgenden Abb. 7 sind die Messergebnisse aller neun gefahrenen Testreihen zusammengefasst dargestellt. Die Werte variieren bei den Stahlspänen aufgrund der Umdrehungen sehr stark, da die unterschiedlichen Grobteile nach dem Zufallsprinzip dem Aggregat aufgegeben wurden. Ein Extremwert liegt bei 62 MPa, welcher bei sämtlichen Testversuchen der höchste erzielte Wert im Bereich der Druckspannungen war. Die Werte zeigen recht deutlich, dass für die Zerkleinerung der Aufgabeprodukte (Späne oder Aluminiumkabel) geringere Spannungen in den Schneidwerkstoff eingebracht werden, während dieser bei Eintritt eines Grobteils stärker belastet wird. Dieser Sachverhalt kann auch durch Gegenüberstellung der Schneidmomente klar dargelegt werden. Indem das Aushalten der Grobteile durch die Ausschleusung ebenderselben gewährleistet ist, kann die Antriebsleistung wesentlich reduziert werden. Man kann aus der nachfolgenden Abb. 7 erkennen, dass sich das Schneidmoment unter normalen Betriebsbedingungen (bei der Spänezerkleinerung) jedenfalls im Bereich unter 1.000 Nm bewegt (Mittelwert ca. 450 Nm), bei einem Grobteilstopfer jedoch Momente bis zum Maximalmoment des Aggregates knapp unter 3.000 Nm auftreten. Zudem erzielen die ausgeschleusten Grobteile als sogenannter „Stückschrott“ bessere Erlöse.

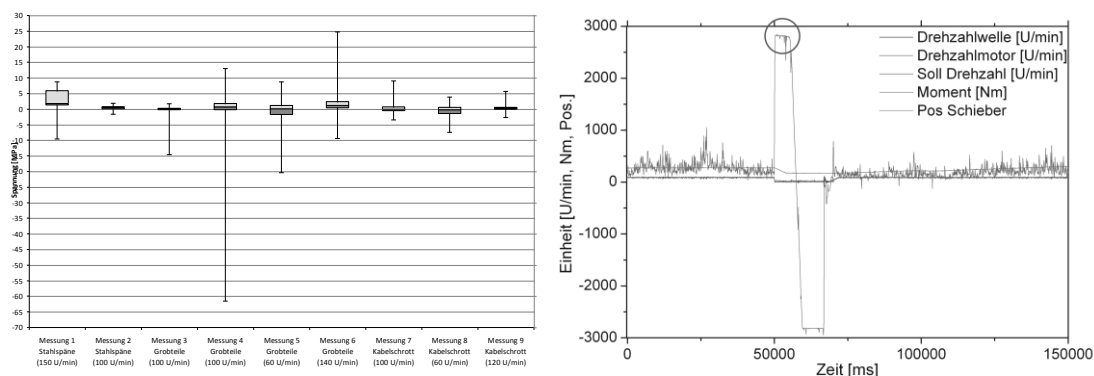


Abb. 7: Zusammenfassung der Messergebnisse (links) und Vergleich des Momentenverlaufs unter normalen Betriebsbedingungen (Spänezerkleinerung) und dem durch ein Grobteil auftretendes Maximalmoment

Aufgrund der Messergebnisse kann für die jeweilige Zerkleinerungsaufgabe ein optimaler Schneidwerkstoff ausgewählt werden, um die Verschleißerscheinungen möglichst niedrig zu halten. Die Weiterentwicklung der Messer erfolgt in Zusammenarbeit mit Werkstoffwissenschaftlern auf Basis der ermittelten Daten aus den Messungen.

#### 4 SCHLUSSFOLGERUNG, ASUBLICK UND ZUSAMMENFASSUNG

Aus den zuvor dargelegten Messergebnissen wurde der Prototyp der Radialspalt-Rotorschere zur Serienreife weiterentwickelt. Dieser am Markt bereits angebotene Spänezerkleinerer wurde in drei Zonen eingeteilt, welche voneinander unabhängig arbeiten, d.h. es gibt mehrere Zuführschieber, um die Aufgabe (Späne) lastabhängig zuzuführen. Die Serienmaschine arbeitet mit pneumatischen Andrückelementen, welche über Kniehebelsysteme eine entsprechende Kraftübertragung erfahren. Bei einer Grobteilerfassung stoppt die Welle über eine Rutschkupplung und die Grobteile werden über pneumatisch betätigte Bodenöffnungen separat ausgeworfen. Die nachfolgende Abb. 8 gibt einen Einblick in die modular aufgebaute Serienmaschine.

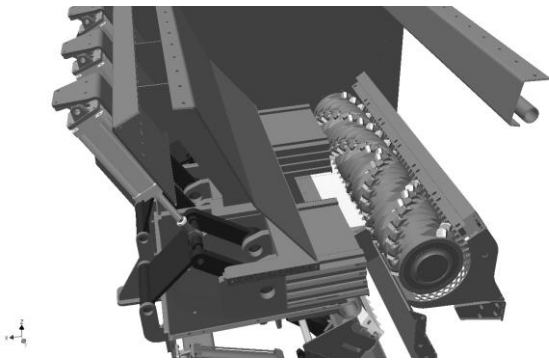


Abb. 8: 3D-Ansicht der Seriemaschine mit geteilter Zuführung und Grobteilaustrag

ATM Recyclingsystems stellt mit der Entwicklung der Radialspalt-Rotorschere ein für die nachfolgende Brikettieraufgabe dem besten Stand des Wissens entsprechendes Zerkleinerungsaggregat mit Grobteilaustrag für die Aufbereitung metallischer Späne zur Verfügung. Mit einem auf besondere Messaufgaben ausgerichteten Technikumsaggregat ist ATM am Standort Fohnsdorf in der Lage, die vielfältigen, seitens der Industrie herangetragenen Zerkleinerungsaufgaben zu prüfen und optimierte Betriebspunkte zu definieren, welche für die Auslegung der Serienaggregate dienen sollen. Die umfangreiche Charakterisierung der zu verarbeitenden Rohgutströme ist dabei von großer Wichtigkeit. Die umfangreichen Entwicklungsarbeiten erfolgten in enger Zusammenarbeit mit dem Lehrstuhl für Aufbereitung und Veredlung und für Allgemeinen Maschinenbau der Montanuniversität Leoben. Die Austragseinrichtung für Grobteile funktioniert einwandfrei und trägt nicht nur zu einer wesentlichen Reduktion des spezifischen Energieeintrages bei, sondern schont auch die nachfolgenden Aufbereitungsaggregate, wie z.B. die Zentrifugen oder die Brikettierpressen.

#### LITERATUR

- Schmid, A., Flachberger, H. & Duspiva, F. (2012) *Entwicklung eines Zerkleinerungsaggregates für metallische Reststoffe als vorbereitender Schritt einer wertstofflichen Verwertung in metallurgischen Prozessen*. - in: *Berliner Recycling- und Rohstoffkonferenz*. Berlin, Germany.
- Schmid, A., Duspiva, F. & Flachberger, H. (2012) *Qualitätsstandard - Quality standard*. - in: *Aufbereitungstechnik 53*. Gütersloh, Germany, S. 62-72.
- Schmid, A., Flachberger, H. & Duspiva, F. (2011) *Stand der Technik bei der Brikettierung von metallischen Spänen aus der Metallverarbeitung*. - in: *Berliner Recycling- und Rohstoffkonferenz*. Berlin, Germany, S. 529-542.
- Duspiva, F., Schmid, A. & Kügele, A. (2010) *Aufbereitung von metallischen Spänen und Abfallstoffen zu Sekundärrohstoffen*. - in: *Tagungsband zur 10. DepoTech-Konferenz*. Leoben, Österreich, S. 307-312.
- Gerstbrein et al. (2011) *Kräftemessungen am Spänebrecher ArnoShred der Firma ATM Recyclingsystems GmbH*. Lehrstuhl für Allgemeinen Maschinenbau, Montanuniversität Leoben, 2011.
- Surhone et al. (2010) *Trimean: Statistics, Probability Distribution, Weighted Mean, Quartile, Midhinge, Interquartile Mean, L-Estimator, Mid-Range*. Mauritius: Betascript Publishing.

# Innovative Abfallbehandlung von Gasentladungslampen und Flachbildschirmen

A. Grinschgl, E. Tenta & B. Pramreiter

*Saubermacher Dienstleistungs AG, Feldkirchen bei Graz, Österreich*

**KURZFASSUNG:** Bisherige Lampenaufbereitungsanlagen konnten entweder stabförmige Lampen oder sogenannte Sonderformen (Energiesparlampen) behandeln. Deshalb wurde der Fokus des Projektes darauf gelegt, sowohl beide Lampenarten zu verwerten als auch andere quecksilberhaltige Elektroaltgeräte, wie Flachbildschirme. Die entwickelte Anlage basiert auf einer Zerkleinerungstechnik und einer Trockenreinigung des Glases, sowie nachgeschalteter Sortier- und Trenntechnik. Die getrennten Fraktionen, ausgenommen das Leuchtpulver, sind schadstofffrei und können einer Verwertung zugeführt werden. Die Jahresdurchsatzleistung der Anlage beträgt 1.000 Tonnen Altlampen und 1.000 Tonnen Flachbildschirme.

## 1 EINLEITUNG

Seit 1993, als die erste Lampenverordnung für die Rücknahme und Verwertung von Altlampen in Kraft gesetzt wurde, werden Leuchtstofflampen stabförmig und Sonderformen (z.B. Energiesparlampen) als eigener Stoffstrom gesammelt und verwertet. Notwendig war dies, da in den Lampen Quecksilber enthalten ist und somit als umweltgefährdend und als gefährlicher Abfall zu entsorgen ist.

Bis vor einigen Jahren betrug der Anteil der stabförmigen Lampen in der Sammlung über 90 %, der Rest waren Sonderformen. Die stabförmigen Lampen wurden technologisch mit dem Kapp-Trenn-Verfahren behandelt, die Sonderformen einmal jährlich in einer mobilen Anlage. In den letzten Jahren ist der Anteil der Sonderformen auf über 20 % angestiegen und wird rasant weiter steigern. Zudem werden nunmehr auch die LED Lampen in die Sammelgruppe der Altlampen eingegliedert. Damit wird sich der Anteil weiter erhöhen. Deshalb wurde nach einem neuen Verfahren für die Verwertung all dieser Lampentypen gesucht, bzw. entwickelt.

## 2 BESCHREIBUNG DER SAUBERMACHER ALTLAMPENRECYCLINGANLAGE

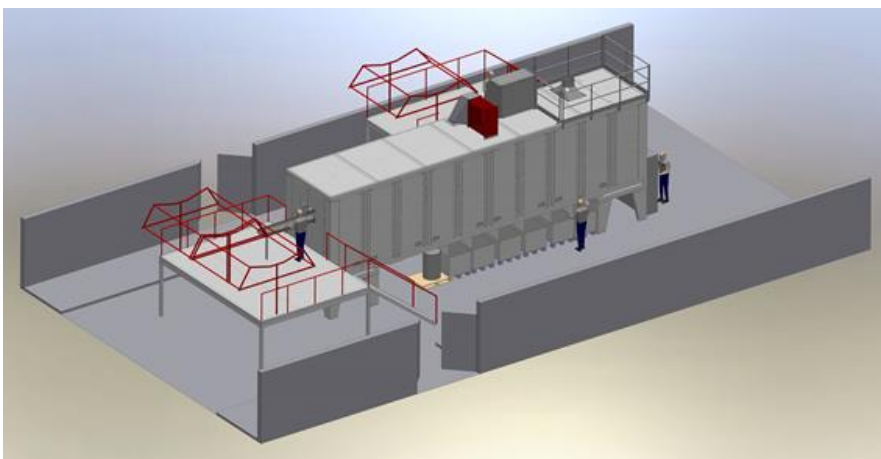


Abb. 1: Modell der Lampenanlage

Die Anlage kann Lampen aller Art verwerten. Es handelt sich um einen rein mechanischen Prozess, in welchem die Abfälle in einer BOX, d.h. im Unterdruck ohne das direkte Einwirken von Personal verwertet werden. Es entstehen Produkte, welche marktgängig sind.

Das Verfahren wurde in den letzten Jahren von Air Mercury AG entwickelt und gemeinsam mit Saubermacher für Österreich adaptiert und weiterentwickelt. Die Anlage wird von einem erfahrenen französischen Anlagenbauer hergestellt.

Es handelt sich um die weltweit erste Technologie dieser Art und um die erste Anlage außerhalb des Herstellerlandes.

Sie zeichnet sich durch eine sehr robuste, wirtschaftliche und für das Personal und die Umwelt sichere Technologie aus.

Die Anlage besteht aus im Recycling-Alltag bewährten Maschinen, wie einem Brecher und Trockenreiniger mit anschließendem aufwendigen trockenen Aufbereitungsprozess mit Auftrennung der Fraktionen.

Die ganze Anlage ist montiert in einem geschlossenen 40ft High Cube Container.

Auch ein Quecksilbermessgerät der neuesten Generation zur Messung des MAK Wertes am Arbeitsplatz ist vorhanden.

## 2.1 Technische Kennzahlen der Anlage

- Kapazität maximal 500 kg/h für Lampen und Flachbildschirme entspricht bei 250 Arbeitstagen und jeweils 8 h Betrieb der Anlage einer Kapazität von max. 1.000 Tonnen Lampen und 1.000 Tonnen Flachbildschirme.
- Gewicht: ca. 25.000 kg,
- Auch im Nicht-Produktionsmodus fährt die Anlage im Unterdruck und filtert jegliche Abluft,
- Sicherheit I: Diverse Not-Aus-Schalter garantieren einen sofortigen Produktions-Stopp, jedoch arbeitet die Abluftreinigungsanlage weiter,
- Sicherheit II: Das mitgelieferte Hg – Messgerät misst die MAK-Werte am Arbeitsplatz und alarmiert die Bedienmannschaft beim Erreichen des Grenzwertes,
- Sicherheit III: Die Sicherheit ist durch ein Abluftreinigungssystem mit doppeltem Zyklon, Sackfilter mit grosser Aktivkohlestufe mit 2 m<sup>3</sup> geschwefelter Aktivkohle und Hepa Filter gegeben,
- Kurzfristige maximale Abluftmenge: 5.500 m<sup>3</sup>/h und
- Minimale Abluftmenge (im nicht-Produktionsmodus): ca. 200 m<sup>3</sup>/h.

## 2.2 Spezifikation der Abfälle, welche in der Anlage verarbeitet werden

- Typischer Lampenbruch,
- Alle Leuchtstofflampen auch mit Kunststoffhülle und bis 2,80 m Länge,
- Alle Kompakt-Leuchtstofflampen mit Sockel,
- Alle elektronische Kompakt-Leuchtstofflampen mit Sockel (auch mit massivem Stecksockel),
- Alle Hochdruck-Entladungslampen und
- LCD Bildschirme.



Abb. 2: Lampen auf Rungenpalette und kreisrunde Sonderform



Abb. 3: Energiesparlampen und Halogenlampe



Abb. 4: Natriumdampfampe und Quecksilber-Hochdruckdampfampfen

Wichtig: Die zu verarbeitenden Abfälle müssen frei von Verpackungsmaterialien und trocken sein.

### 2.3 Spezifikation der Abfälle, welche in der Anlage nicht verarbeitet werden

- Lampen, welche flüssiges Quecksilber enthalten.

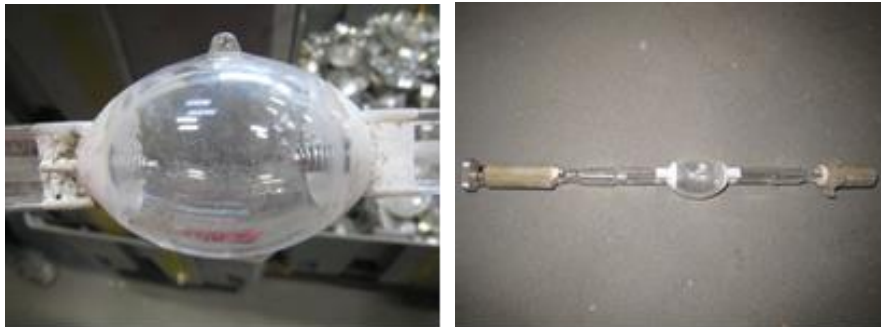


Abb. 5: Hochdruckdampfampe mit Brenner und Quecksilber-Hochdruckdampfampe mit Brenner

### 2.4 Spezifikation der Produkte, welche in der Anlage entstehen

- Glasfraktion kann direkt der Glas verarbeitenden Industrie abgegeben werden,
- Nicht magnetische Fraktion: Aluminium, Edelstahl, Kunststoffe, Leiterplatten, etc.,
- Magnetische Fraktion: Eisenteile, Magnete, etc. und
- Feinfraktion (Leuchtstoffpulver, Glasstaub): Aufgrund der hohen Hg-Gehalte muss diese Fraktion als Sonderabfall unter Tage deponiert oder das Quecksilber ausdestilliert werden.





Abb. 6: gereinigtes Lampenglas und Alu-Endkappen



Abb. 7: Leuchtstaub aus Lampen

### 3 SCHLUSSFOLGERUNG, ZUSAMMENFASSUNG

Die neu installierte Anlage ermöglicht nunmehr die Verwertung aller gängigen in Österreich gesammelten Lampentypen in einer Anlage. Als Zusatznutzen können Flachbildschirme, welche auch Lampen enthalten, ökonomisch sinnvoll verwertet werden. Durch diese dadurch wirtschaftlich betriebene Anlage kann die Verwertung in Österreich gehalten werden, sowie aufgrund der Leichtigkeit der Lampen teure Transporte minimiert werden.

# Konfektionierung und Vergasung unterschiedlicher Ersatzbrennstoffqualitäten

M. Sommer & M. Kleinhappl

*BIOENERGY 2020+ GmbH, Pinkafeld, Graz, Österreich*

A.M. Ragoßnig

*Fachhochschulstudiengänge Burgenland Ges.m.b.H., Pinkafeld, Österreich*

**KURZFASSUNG:** Der direkte Einsatz fester Ersatzbrennstoffe ist in einigen Industriebranchen aufgrund des direkten Produkteinflusses der Verbrennungsrückstände problematisch. Die Vergasung von Abfallstoffen kann aufgrund der Vermeidung des direkten Produkteinflusses sowie der Gewährleistung eines konstanten Energiegehaltes Vorteile bieten, die Ausgangsstoffe bedürfen jedoch ebenfalls einer geeigneten Aufbereitung um anlagenspezifischen Qualitätsanforderungen zu entsprechen. Das Ziel dieses Beitrages liegt in der Darstellung der Aufbereitung der verwendeten Abfallfraktionen durch den Einsatz NIR-sensorbasierter Sortierung, welche die Erzeugung sortenreiner Materialströme (Reinheiten > 90 %) ermöglicht. Die eingesetzten Abfallfraktionen erforderten aufgrund ihrer Erweichungs- und Entgasungseigenschaften bei der Durchführung der Vergasungsversuche die Beimischung eines Referenzsubstrats (Strohpellets). Es erfolgt eine Darstellung der erreichten Rohgasqualitäten für die zwei betrachteten Ausgangsstoffströme. Die Ergebnisse zeigen eine hohe Bandbreite an Anwendungsmöglichkeiten für die erzeugten Produktgase, die jedoch durch Verunreinigungen (S-, N- und Cl-Verbindungen) limitiert wird und eine zusätzliche Optimierung des Vergasungsprozesses (z.B. zusätzliche Gasreinigungsstufen) erfordert.

## 1 EINLEITUNG

Die energetische sowie stoffliche Verwertung von Abfällen erlangt in Hinblick auf die Einhaltung umwelt- sowie abfallpolitischer Zielsetzungen zur Reduktion klimarelevanter Treibhausgase immer größere Bedeutung. Im Falle des Einsatzes biogener Abfallströme können diese sowohl aufgrund ihrer lokalen Verfügbarkeit als auch in Hinblick auf CO<sub>2</sub>-Neutralität zu einer Verfolgung klimapolitischer Vorgaben und Zielsetzungen und einer Reduktion der Abhängigkeit fossiler Energieträger beitragen.

Die energetische Nutzung von Abfällen ist vor allem für heterogene Abfallströme relevant, welche sich sowohl durch eine variable Materialzusammensetzung als auch -qualität auszeichnen und somit eine stoffliche Verwertung – wenn überhaupt – nur in Verbindung mit entsprechend hohem prozesstechnischen Aufwand ermöglichen. In energieintensiven Industriebetrieben (z.B. Zementindustrie, Papier- und Zellstoffindustrie) dient die Mitverbrennung von Ersatzbrennstoffen (EBS) bereits dem vorrangigen Zweck fossile Primärenergieträger zu substituieren. Um die Einhaltung der mit dem Einsatz von Ersatzbrennstoffen verbundenen Umweltanforderungen sicherzustellen, bedürfen die eingesetzten Abfallströme einer Aufbereitung zu Erreichung bestimmter Qualitätskriterien (z.B. geringer Chlor- und Schwermetallgehalt). Zudem spielt in Österreich der biogene Kohlenstoffgehalt der verwerteten Abfallfraktionen eine entscheidende Rolle in Hinblick auf die Umsetzung klimapolitischer Zielsetzungen sowie den damit verbundenen rechtlichen Rahmenbedingungen und ökonomischen Aspekten (z.B. EU-Emissionszertifikatenhandel für fossile CO<sub>2</sub>-Emissionen).

Die prozesstechnischen Anforderungen zur Aufbereitung heterogener Abfallströme (materialspezifische Trennung) für die Konfektionierung gewünschter (EBS)-Qualitäten, können durch den Einsatz der Nah-Infrarot (NIR)-sensorbasierten Sortierung erfüllt werden. Umfassende Untersuchungen zur Ausschleusung von Schadstoffen sowie zur Erzeugung einer mit biogenem Kohlenstoff angereicherten Abfallfraktion mittels NIR-sensorbasierter Sortierung wurden

durchgeführt und detaillierte technische Ergebnisse zu erreichbaren EBS-Qualitäten, beschrieben durch Parameter wie Aschegehalt, Heizwert und Schadstoffgehalte (Cl, S, etc.) liegen vor (Pieber et al. 2012).

Der direkte Einsatz fester Abfallstoffe als Substitut für fossile Primärenergieträger wird jedoch aufgrund hoher Qualitätsanforderungen in einigen Bereichen erschwert. Vor allem in der Zement- und Stahlindustrie ist aufgrund der direkten Auswirkungen auf das erzeugte Produkt, im Zuge der thermischen Verwertung von Abfallstoffen, die Zusammensetzung der mineralischen Begleitstoffe teilweise hinderlich. Die Vergasung von Abfallstoffen zu gasförmigen Energieträgern bzw. Prozessstoffen kann für diese Anwendungen, aufgrund der Entkopplung des direkten Produkteinflusses durch die Verbrennungsrückstände der Abfallstoffe, Vorteile bieten. Diese sogenannten Ersatzgase können mit konstanter Energiedichte und befreit von relevanten Verunreinigungen bereitgestellt werden. Dies setzt allerdings schon die geeignete Aufbereitung des Einsatzstoffes voraus.

Das Ziel dieses Beitrages liegt in der vergleichenden Darstellung der Rohstoff- und Rohgasbedingungen aus der Vergasung eines weitgehend mit biogenem sowie eines mit fossilem Kohlenstoff angereicherten Abfallstroms auf Basis der Rohstoffdaten und Gaseigenschaften. Der Schwerpunkt liegt dabei auf der stofflichen Beschreibung der durch Aufbereitungs- und Trennprozesse hergestellten Abfallströme sowie der damit erreichbaren Rohgasqualitäten und -quantitäten.

## 2 VERSUCHSDURCHFÜHRUNG

Für den gegenständlichen Beitrag erfolgten experimentelle Untersuchungen, bestehend aus der Aufbereitung des betrachteten Abfallstroms um zwei unterschiedliche Ausgangsmaterialien für die nachfolgenden Vergasungsversuche zu generieren. Für die Vergasungsversuche wurde ein bestehende Technikumsanlage der BIOENERGY 2020+ GmbH am Standort Graz verwendet.

### 2.1 Herstellung des Versuchsmaterials

Vor Durchführung der Vergasungsversuche erfolgte eine Aufbereitung des Versuchsmaterials mittels einer mobilen „Zwei-Wege NIR-sensorbasierten Sortieranlage“, ausgestattet mit einem Multiplexer NIR-Spektroskop. Das Ziel bestand in der Erzeugung eines mit biogenem sowie eines mit fossilem Kohlenstoff angereicherten Output-Stromes.

Als Versuchsmaterial wurde eine hochkalorische Abfallfraktion einer mechanischen Splitting-Anlage, mit einer Korngröße  $> 120$  mm und einem unteren Heizwert ( $H_u$ )  $> 20$  MJ/kg TS, ausgewählt, welche derzeit weitgehend zu Ersatzbrennstoff aufbereitet wird (Primärfeuerung in Zementindustrie) und primär fossile Fraktionen (helle und dunkle Kunststoffe, ca. 40 – 70 %<sub>m</sub>) sowie geringe Anteile an biogenen Materialien (Holz, Papier und Karton, sonstige Organik, ca. 20 – 30 %<sub>m</sub>) beinhaltet.

Das Funktionsprinzip der NIR-sensorbasierten Sortierung wird anhand von Abb. 1 nachfolgend kurz erläutert und kann im Detail Pieber et al. (2012) entnommen werden. In der Anlage werden die zu analysierenden Objekte durch einen Sensor erfasst. Im Fall der NIR-sensorbasierten Sortierung ist das Detektionsspektrum das materialspezifische NIR-Spektrum. Es erfolgt eine Bestrahlung der einzelnen Materialien durch Licht im NIR-Wellenlängenbereich. Durch eine Änderung der spektralen Verteilung des von den Materialien reflektierten Lichtes werden Materialpartikel identifiziert und gezielt mittels Druckluftimpuls ausgeschleust.

Das Ziel der Versuchsdurchführung lag in der gezielten Ausschleusung von Materialien mit einem papierähnlichen NIR-Spektrum (Papier, Kartonagen, Baumwolltextilien und Holz) zur Erzeugung je einer biogen (Auswurf) sowie einer fossil (Durchlauf) angereicherten Abfallfraktion. Die Konfiguration der jeweiligen Anlagenparameter (Softwareeinstellungen sowie konstruktive Modifikationsmöglichkeiten) zur Optimierung der Reinheit und des Ausbringens der erzeugten Abfallfraktionen, basierte auf den gewonnenen Erkenntnissen vorangehender Versuchsdurchführungen, deren Ergebnisse im Detail der Literatur entnommen werden können (Pieber et al. 2012).

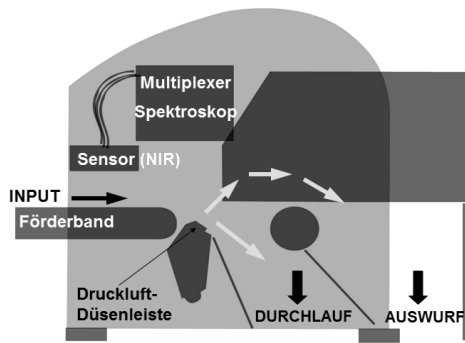


Abb. 1: Funktionsprinzip – NIR-sensorbasierte Sortierung (BT-Wolfgang Binder 2010, mod.)

Zur Feststellung der Effizienz der Ausschleusung biogener Abfallfraktionen wurden die erzeugten Output-Ströme (biogen und fossil angereicherte Abfallfraktion) im Zuge einer manuellen Sortierung, in Hinblick auf deren Materialzusammensetzung sowie Ausbringen und Reinheit analysiert. Abb. 2 zeigt die Materialzusammensetzung der erzeugten Output-Ströme. Die abgebildeten Daten repräsentieren Mittelwerte (Balken, %<sub>mFS</sub>) und Standardabweichungen (Linien) der einzelnen Abfallfraktionen. Wie aus Abb. 2 anhand des Mittelwertes der einzelnen Sortierkampagnen hervorgeht, befinden sich in der biogen angereicherten Abfallfraktion mehr als 86 %<sub>mFS</sub> an Materialien biogenen Ursprungs und im fossilen Output-Strom ca. 70 %<sub>mFS</sub> an hellen und dunklen Kunststoffen, deren Ursprung fossiler Natur ist. Dementsprechend konnten durch den Einsatz der NIR-sensorbasierten Sortierung Reinheiten > 90 %<sub>mFS</sub> in der biogen angereicherten Abfallfraktion erzielt werden, jedoch lediglich ein Gesamtausbringen von max. 50 %<sub>mFS</sub> erreicht werden. In der fossil angereicherten Fraktion wurden Reinheiten von ca. 70 %<sub>mFS</sub> mit einem Gesamtausbringen von über 90 %<sub>mFS</sub> erreicht.

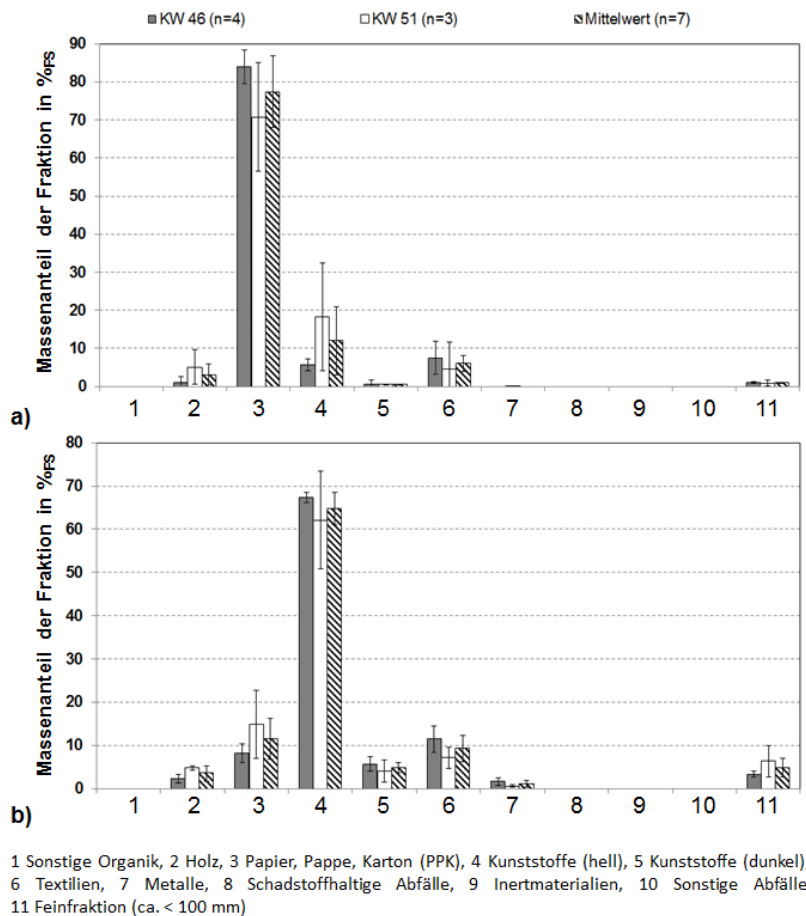


Abb. 2: Materialzusammensetzung der a) biogen und b) fossil angereicherten Abfallfraktion

Die erzeugten Output-Ströme wurden in einem weiteren Bearbeitungsschritt zerkleinert, um daraus Probenmaterial zur weiteren Laboraufbereitung und -analyse, zur Bestimmung der chemisch relevanten Parameter (Heizwert, Wasser-, Asche-, Chlor- und Schwermetallgehalt, etc.), zu entnehmen. Zusätzlich erfolgte eine Pelletierung der erzeugten Abfallfraktionen (ca. 200 kg je Fraktion), um die Dosierung und Förderbarkeit des Materials zu gewährleisten und eine kontinuierliche Beschickung der Vergasungsanlage zu ermöglichen.

## 2.2 Verwendete Vergasungsanlage/Inputmischungen

Zur Beurteilung der Anwendung in einem thermochemischen Konversionsverfahren, wie z.B. einer Vergasung, wurden Versuche mit einer bestehenden Anlage der Bioenergy2020+ in Graz durchgeführt. Messdaten wurden hierbei über Massen- und Energiebilanzen sowie den chemischen Parametern des Rohgases gewonnen.

Die Versuchsanlage besteht aus einer allothermen Pyrolysestufe, welche unter Luftabschluss den Rohstoff bis zu Behandlungstemperaturen von 600 °C entgast. Die Pyrolysegase werden im folgenden Vergasungsreaktor mittels technischen Sauerstoffs teiloxidiert und mit dem Pyrolysekoks in Kontakt gebracht. Die Teiloxidation baut einen Großteil der primären Pyrolyseteere durch Reformation, Oxidation bzw. Cracken ab und definiert den Restgehalt an Teeren für das spätere Rohgas (Kleinhappl et al. 2010). Der Vergasungsreaktor kontaktiert diese Gasströmung mit dem Pyrolysekoks nach der Methode eines Zyklons, welche eine Relativbewegung des Produktgases bei gleichzeitiger Rückhaltung der Kokspartikel ermöglicht. Durch Vergasungstemperaturen über dem Erweichungsbeginn der Aschen (> 950 °C) kann ein kontinuierlicher Ausstrom als inerte Schlacke erfolgen.

Zur Analyse der Zusammensetzung sowie der charakteristischen Begleitstoffe des erzeugten Rohgases in den einzelnen Aufbereitungsstufen stehen zahlreiche Beprobungsmöglichkeiten zur Verfügung. In der Versuchsanlage wurden ebenfalls Prototypenstufen zur Heißgasfiltration, inkl. Gasfeststoffreaktionen zur Chlorabscheidung und Entschwefelung realisiert.

Die Anlage wurde primär für Versuchszwecke konzipiert und besitzt eine Durchsatzleistung von 25 – 40 kg/h bzw. 100 – 125 kW Feuerungswärmeleistung des Rohstoffes, womit durchschnittlich ca. 50 – 75 m<sup>3</sup>/h als Produktgas erzeugt werden. In der Anlage können aufgrund der baulichen Ausführung nur Rohstoffe eingesetzt werden, welche für die Pyrolyse in einer Transportschnecke geeignet sind und zusätzlich Pyrolysekoks für den Vergasungsreaktor sowie einer geeigneten Aufschmelze der Asche ergeben. Umfangreiche Erfahrungen bestehen bisher für den Einsatz von niedererweichenden Rohstoffen, wie z.B. Stroh, Schilf, Miscanthus, Presskuchen, Produktionsnebenprodukten, aber auch Brennstoffmischungen welche z.B. fossile Kohlen mit ausreichendem Flüchtigengehalt enthalten. Aufgrund der Erweichungs- und Entgasungseigenschaften der eingesetzten Abfallfraktionen wurden diese mit einem erprobten Einsatzstoff (Strohpellets) vermischt, welcher dazu dient die Förderbarkeit während der Pyrolyse aufrecht zu erhalten sowie eine geeignete Koksstruktur für die spätere Vergasung zu erreichen.

Die biogen angereicherte Abfallfraktion zeichnete sich dabei durch eine höhere mechanische Stabilität im Vergleich zur fossil angereicherten Fraktion aus. In letzterer traten teilweise Schmelzphasen durch die beigemengten Polymere auf, weshalb eine geringere Zumischrate (im Verhältnis 1:2) zu den Strohpellets erfolgte. Durch die günstigeren Eigenschaften der biogen angereicherten Abfallfraktion in Bezug auf das Erweichungsverhalten während der Pyrolyse, konnte eine Mischung im Verhältnis 1:1 zu den Strohpellets erfolgen.

## 3 VERSUCHSDURCHFÜHRUNG/-ERGEBNISSE

Geeignete Einstellungen für die Vergasung dieser Materialien wurden in Vorversuchen ermittelt und das Erweichungsverhalten des Materials, wie oben beschrieben, geprüft. Die Versuchsanlage wurde über mehrere Tage auf die erforderliche Betriebstemperatur vorgewärmt. Zur Herstellung eines Referenzpunktes wurde die erste Einstellung nur mit Strohpellets gefahren um eine einwandfreie Vergleichbarkeit zu ermöglichen.

Die zu analysierenden Input-Materialmischungen wurden über einen Zeitraum von mehreren Stunden eingebracht. Temperaturen von Pyrolyse und Vergasung sowie Durchflüsse wurden

kontinuierlich aufgezeichnet und die Parameter des erzeugten Produktgases (CO, CO<sub>2</sub>, H<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub>) durch mehrere kontinuierlich arbeitende Geräte analysiert.

In Abb. 3 sind die bilanzbezogenen Größen zusammengefasst: bezogen auf 1 kg der trockenen Input-Materialmischung der beiden Abfallfraktionen (kg TS). Die Dampfmenge musste aufgrund der Pyrolyse- und Vergasungseigenschaften der fossil angereicherten Abfallfraktion erheblich gesteigert werden, um einen zufriedenstellenden Restteergehalt zu erreichen.

Im Vergleich zu dem Referenzrohstoff (Strohpellets) wird aufgrund des hohen Zumischgrades der biogen angereicherten Abfallfraktion auch ein Teil des im Vergasungsreaktor verbleibenden Koks verbraucht. Für eine optimierte Anwendung muss den veränderten Kokeigenschaften nach der Pyrolyse Rechnung getragen werden.

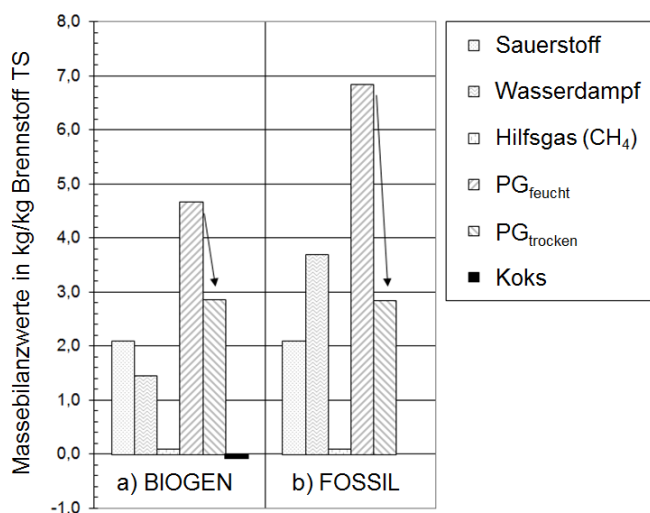


Abb. 3: Massenbilanzwerte der erzeugten Produktgase aus den Materialmischungen der a) biogen und b) fossil angereicherten Abfallfraktion

Die fossil angereicherte Abfallfraktion erfordert aufgrund des höheren Polymeranteils eine Steigerung der Dampfmenge, um den Teergehalt im Produktgas gering zu halten. Der spezifische Ertrag an Produktgas ist geringer als bei rein biogenen Rohstoffen (z.B. Summe (CO + H<sub>2</sub> + CH<sub>4</sub>) rund 1,3 – 1,5 Nm<sup>3</sup>/kg), jedoch ist anzumerken, dass die Vergasungsanlage für den Einsatz derartiger Materialien noch nicht optimiert ist.

Bei einem Vergleichsbezugswert von 10 %<sub>vol</sub> N<sub>2</sub> und 5 %<sub>vol</sub> Wasserdampf besitzt das Produktgas der Materialmischung der biogen angereicherten Abfallfraktion einen Heizwert von durchschnittlich 7 MJ/Nm<sup>3</sup> und jenes der fossil angereicherten Abfallfraktion einen Heizwert von durchschnittlich 8 MJ/Nm<sup>3</sup>. Letzterer könnte durch den Einsatz der betrachteten Abfallfraktion ohne die Beimischung von Strohpellets, im Rahmen weiterführender Versuche, noch erhöht werden. Der Kaltgaswirkungsgrad der Vergasungsanlage beträgt für beide Materialmischungen zwischen 70 und 80 %, wobei der Einsatz von Heizgas für den Betrieb des Schlackensystems hier nicht berücksichtigt ist.

Durch den deutlich erhöhten Gehalt an S, N und Cl in den verwendeten Materialgemischen, im Vergleich zum Referenzmaterial (Strohpellets), wurde im Rohgas ein höherer Gehalt an Verunreinigungen in Form von H<sub>2</sub>S, NH<sub>3</sub>, HCN und HCl festgestellt. Im Rohstoff enthaltener ‚verbrennbarer‘ Schwefel wird nahezu vollständig in H<sub>2</sub>S umgewandelt. Konzentrationen zwischen 400 und 700 mg H<sub>2</sub>S /Nm<sup>3</sup> wurden analysiert. Der Gehalt an Chlor im Einsatzstoff wird teilweise in freies HCl und Salzdämpfe von NaCl und KCl umgewandelt. Chlorgehalte von 200 – 300 mg/Nm<sup>3</sup> müssen durch eine nachfolgende Gasreinigung behandelt werden.

Der im Einsatzstoff enthaltene Stickstoff wird in Abhängigkeit der Vergasungsbedingungen in NH<sub>3</sub>, HCN bzw. in N<sub>2</sub>-Elementstickstoff umgewandelt. 400 – 2.000 mg NH<sub>3</sub>/Nm<sup>3</sup> im Rohgas können als deutlich überhöht angesehen werden. Der Gehalt an HCN ist im Vergleich zu rein biogenen Rohstoffen ebenfalls deutlich erhöht.

Der Gehalt an Teeren ist mit 6 – 13 g/Nm<sup>3</sup> deutlich höher (gravimetrischer Teergehalt), als vergleichsweise bei einem bereits optimierten Betriebspunkt von reiner Biomasse (400 mg/Nm<sup>3</sup>). Hintergrund ist ein deutlicher Anstieg von Ein- und Zweiringaromaten im Teer-

spektrum durch den Einsatz der betrachteten Abfallfraktionen. Im Biomassebetrieb sind typischerweise 50 mg/Nm<sup>3</sup> BTXE (Einring) und < 10 mg/Nm<sup>3</sup> PAH (Polyaromatische Verbindungen) im Gas enthalten. Durch die Verwendung der biogen und fossil angereicherten Abfallfraktionen steigen diese typischerweise bis auf 7.000 mg/Nm<sup>3</sup> (BTXE) bzw. 800 mg/Nm<sup>3</sup> (PAH).

#### 4 SCHLUSSFOLGERUNG, ZUSAMMENFASSUNG

Aus energetischer Sicht erreichen die erzeugten Produktgase lediglich ein Viertel des Heizwertes an Erdgas (ca. > 35 MJ/Nm<sup>3</sup>), besitzen jedoch einen relativ niedrigen Mindestverbrennungsluftbedarf. Die adiabate Verbrennungstemperatur ist jedoch niedriger. Der ähnliche Gehalt von CO und H<sub>2</sub> gibt dem Gas günstige Verbrennungseigenschaften in Hinblick auf Verbrennungsgeschwindigkeit und die Bildung von NO<sub>x</sub>, was jedoch voraussetzt, dass das Gas in Bezug auf NH<sub>3</sub> und HCN geeignet gereinigt wird. In Gasmotoren sind Restgehalte von unverbranntem CO i.A. problematisch und bedürfen einer Nachverbrennung. Bei der Gasfeuerung sind durch den moderaten Energiegehalt jedoch günstige NO<sub>x</sub>-Werte zu erwarten. Besonders HCl muss durch eine Trockensorption bzw. Gaswäsche entfernt werden um weitere Rauchgasreinigungen zu vermeiden.

Der Einsatz des Gases wäre als Heizgas in verschiedenen Hochtemperaturanwendungen bzw. Befeuerungen von Öfen im Monobetrieb denkbar. Die Anwendung in Gasmotoren bedarf einer spezifischen Reinigung in Bezug auf Teere (PAH) und besonders Cl und N-Verbindungen, um einen emissionsarmen Betrieb zu ermöglichen.

Für den Ersatz von mittelkalorischen Gasen von 10 – 20 MJ/Nm<sup>3</sup> in bestehenden Systemen müssten Teile des CO<sub>2</sub> entfernt werden, um eine Einspeisung z.B. in ein Kokereigassystem zu ermöglichen. Damit wären auch mittlere Gasmengen im industriellen Bereich durch alternative Quellen ersetzbar.

Bei geeigneter Optimierung des Vergasungsprozesses für die betrachteten Materialgemische bzw. der Vor- und Hauptreinigung in Bezug auf S, N und Cl-Verbindungen wäre aus technischer Sicht auch die Veredelung zu einem Synthesegas möglich, wenngleich der technologische Aufwand auch als sehr hoch einzustufen ist. Derzeit geeignete effizienzversprechende Synthesegasanwendungen sind die Synthese von Methan, zur Erzeugung eines synthetischen Erdgases (SNG) oder rasch systemkompatible Treibstoffflüssigkeiten für Benzinmotoren, wie synthetische Alkoholgemische („mixed alcohols“).

#### 5 DANKSAGUNG

Das Forschungsvorhaben „Waste as Renewable Energy Source“ wird im Rahmen des Forschungsprogramms des K1-Zentrums BIOENERGY 2020+ – gefördert durch Mittel aus dem durch die Forschungsförderungsgesellschaft abgewickelten Förderprogramm COMET – durchgeführt. Das K1-Zentrum BIOENERGY 2020+ wird neben Bundesmitteln aus Landesmitteln der Länder Burgenland, Niederösterreich und Steiermark finanziert. Die erforderliche Co-Finanzierung für das gegenständliche Forschungsvorhaben wurde durch die Saubermacher Dienstleistungs AG sowie die BT-Wolfgang Binder GmbH bereitgestellt.

#### LITERATUR

- BT-Wolfgang Binder (2010) Informationen und Material zur Vergügung gestellt von BT-Wolfgang Binder G.m.b.H., Gleisdorf, Österreich.
- Kleinhappl, M., Rumppl, S., Martini, S. & Zeisler, J. (2010) Vergasung unterschiedlicher Rohstoffe in einer gestuften Schmelzvergasung mit nachfolgender Heißgasreinigung und CO-Shiftkatalyse. Anlagenbeschreibung. In: *Konversion von Biomassen*, DGMK-Fachbereichstagung.
- Pieber, S., Ragoßnig, A., Pomberger, R. & Curtis, A (2012) Biogenic carbon-enriched and pollutant depleted SRF from commercial and pretreated heterogeneous waste generated by NIR sensor-based sorting. *Waste Management & Research* 4, 381-391.

# Mikrobielle Karbonisierung – Eine Alternative zur Kompostierung

C.-R. Wonschik & A. Heilmann

*Hochschule Harz, Umwelttechnik/Umweltmanagement, Wernigerode, Deutschland*

W. Witte

*Bicon (Bio-Consult) Witte, Gernrode, Deutschland*

**KURZFASSUNG:** Der Klimawandel und die derzeitige Art der Bewirtschaftung landwirtschaftlicher Flächen führen mittel- bis langfristig zu einer Überbeanspruchung von Böden. Der Verlust an Kohlenstoff, als Folge dieser Belastungen, führt zu erheblichen Ertragseinbußen sowie einer Verschärfung der Kohlenstoffemissionen. Darüber hinaus beeinflussen Veränderungen der Aggregateigenschaften von Böden die Bewirtschaftung. Um diesem Prozess entgegenzuwirken können Bodenhilfsstoffe, in Form von Kompost, zur Verbesserung der Bodenbeschaffenheit auf Agrarflächen aufgebracht werden. Das Verfahren der mikrobiellen Karbonisierung stellt eine Alternative zur Kompostierung dar und soll eine höhere Kohlenstoffsequestrierung in den Endsubstraten bewirken. Im Rahmen des Forschungsprojektes MC-Carbon wird die mikrobielle Karbonisierung näher untersucht. Erste Ergebnisse zeigen einen bis zu 26 Gew.-% höheren Kohlenstoffgehalt in den Endsubstraten der mikrobiellen Karbonisierung im Vergleich zur Kompostierung. Die Wasserhaltekapazität der mikrobiell karbonisierten Substrate ist im Vergleich zu Blähton oder konventionell erzeugtem Kompost um 30 bis 70 Gew.-% höher.

## 1 EINLEITUNG

Laut einer Studie des Landesamtes für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie des Freistaates Sachsen werden sich der Klimawandel und aktuelle Bewirtschaftungsformen stark negativ auf den Kohlenstoff- und Nährstoffhaushalt deutscher Ackerböden auswirken (Kolbe 2009). Anhand eines Agrarstrukturgebiets wird beispielhaft belegt, welche negative Auswirkung der Klimawandel auf einen Ackerboden hat, der aktuell einen organischen Kohlenstoffgehalt ( $C_{org}$ ) von 2,12 % aufweist. Die prognostizierte Reduzierung um 0,43 %  $C_{org, absolut}$  (20 Gew.-%) bzw. Abnahme von bis zu 0,86 %  $C_{org, absolut}$  (40 Gew.-%) bei Zugrundelegung einer deutlicheren klimatischen Veränderung, bis zum Jahr 2050, bedeuten eine evident negative Bodenbeeinflussung. (Kolbe 2009) Nach einem Bericht des Joint Research Centre der europäischen Kommission würde eine derartige Absenkung des Bodenkohlenstoffgehaltes ( $< 2$  Gew.-%  $C_{org, absolut}$ ) zu einem Verlust an Bodenfruchtbarkeit, einer Verschärfung der Nahrungsmittelproduktion, einem reduzierten Wasserspeichungsvermögen, einer Beeinträchtigung der Artenvielfalt, einer reduzierten Absorption von Schadstoffen mit anschließender Wirkung auf Gewässer, einer Einschränkung der Landnutzung sowie einem möglichem Verlust an Bodenwert führen (Jones et al. 2012).

Zur Vermeidung und Minderung der angeführten Bodendegradation (C-Verlust, Humusabbau, Nährstoffverlust) auf Grund einer extensiven Landwirtschaft und des Klimawandels werden diverse Lösungsansätze diskutiert und vereinzelt bereits realisiert. Neben landwirtschaftlichen Maßnahmen wie schonenden Bodenbearbeitungsverfahren, bodenschonenden landwirtschaftlichen Infrastrukturelementen (Europäische Gemeinschaft 2009) und dem Anbau von humusmehrenden Pflanzen werden Düngemitteln und Bodenhilfsstoffen als Wirtschaftsdünger, Gülle, Gärrest oder Kompost in den Boden eingebracht.

Kompost eignet sich zur Bodenverbesserung, da das Endprodukt an die örtlichen Gegebenheiten der Agrarflächen angepasst werden kann. Ein negativer Aspekt bei der Herstellung von Kompost ist allerdings in der starken Mineralisierung der Ausgangssubstrate und somit in den



niedrigen Kohlenstoffgehalten der Endprodukte zu sehen. Darüber hinaus werden signifikante Kohlenstoffemissionen in die Atmosphäre freigesetzt.

Technologien auf dem Gebiet der Karbonisierung (Pyrolyse, HTC, VTC) von organischen Reststoffen und Biomassen bergen das Potenzial, den Kohlenstoffgehalt von Komposten und Böden zu steigern, indem Biokohlederivate unterschiedlicher Karbonisierungsverfahren mit Kompost vermischt werden. Der Einsatz von Pyrolysekohle, hydrothermal und vapotheermal erzeugter Kohle wird aktuell allerdings durch das deutsche Düngemittelrecht eingeschränkt, da lediglich unbehandeltes Holz als Ausgangsprodukt gestattet ist.

Mit dem Verfahren der mikrobiellen Karbonisierung soll nachfolgend eine weitere Alternative zur Anhebung der Kohlenstoffgehalte von Kompost und somit indirekt auch von Agrarflächen vorgestellt werden. Darüber hinaus werden Teilergebnisse des Forschungsprojektes MC-Carbon, das vom Bundesministerium für Wirtschaft und Technologie gefördert wird, dargestellt, die den Mehrwert der mikrobiellen Karbonisierung auf das Rottegut und Agrarflächen belegen.

## 2 MIKROBIELLE KARBONISIERUNG

Unter dem Begriff der mikrobiellen Karbonisierung wird im Rahmen des Forschungsprojektes MC-Carbon die Umsetzung von organischer Biomasse und biogenen Reststoffen unter Zugabe von ausgewählten Mikroorganismen (sechs bis zwölf Bakterienstämme, natürlich vorkommend, nicht pathogen) verstanden. Die eingesetzten Bakterien dienen dabei dem enzymatischen Aufschluss der Organik, dem Umbau zu Carbonsäuren (Carboxylierung), der chemoautotrophen CO<sub>2</sub>-Fixierung sowie der Komplexbildung (Humifizierung) unter Einbau von Nährstoffen (Amide, Kohlenstoff).

Das Verfahren der mikrobiellen Karbonisierung stellt eine Analogie zur aeroben Behandlung (Kompostierung) von organischen Substraten dar, unterscheidet sich jedoch hinsichtlich der Prozessführung, den Prozessparametern, den Milieubedingungen und Zielen deutlich. Im Gegensatz zur Kompostierung, die im Wesentlichen auf Volumenreduktion und Mineralisierung abzielt, hat die mikrobielle Karbonisierung den Um- und Aufbau von organischer Substanz bis hin zu komplexen Huminstoffmolekülen zum Ziel. Im Boden tragen Huminstoffe zur Aggregatstabilität sowie zum Wasser- und Nährstoffhaltevermögen bei (Smidt et al. 2008). Durch die dunkle Farbe regulieren sie darüber hinaus den Wärmehaushalt im Boden (Smidt et al. 2008).

Die genaue Synthese von Huminstoffen ist derzeit noch ungeklärt, sodass verschiedene Theorien (Ligno-Protein-Theorie, Phenol-Protein-Theorie, Zucker-Amin Kondensationstheorie) angenommen werden (Guggenberger 2008). Alle Theorien vereint jedoch die Forderung nach strukturstarkem Ausgangsmaterial in Form von Lignin, dass auch für die mikrobielle Karbonisierung unabdinglich ist.

Hieraus lässt sich ein wesentlicher Unterschied zur Kompostierung ableiten, bei der nicht selten Holzige Bestandteile vor der biologischen Verwertung ausgeschlossen werden. Die Ausgangsmaterialien der mikrobiellen Karbonisierung sollten ligninhaltig und möglichst frisch sein sowie durch den Einsatz geeigneter Zerkleinerungsaggregate eine hohe spezifische Oberfläche aufweisen. Hierdurch lassen sich bessere Resultate hinsichtlich der Behandlung und Nährstoffsequestrierung erzielen.

Ein weiterer verfahrenstechnischer Unterschied zur Kompostierung besteht in der Inokulation der Tafelmieten, zusammengesetzt aus verschiedenen organischen Reststoffen, mit ausgewählten Mikroorganismen. Die Bakteriensuspension, welche aus 6 bis 12 Bakterienstämmen zusammengesetzt ist, wird dabei, abhängig vom Wassergehalt des zu behandelnden Materials, mit Wasser verdünnt und auf die Oberfläche der entsprechenden Tafelmiete aufgesprüht. Die Inokulation bewirkt eine Veränderung der Populationszusammensetzungen innerhalb des Mietenkörpers.

Darüber hinaus wird bei der mikrobiellen Karbonisierung auf den Einsatz von Umsetzaggagaten während der Behandlung verzichtet, sodass die mikrobiologischen Umsetzungsprozesse nicht beeinflusst werden. Die notwendige Prozessdauer von acht bis zwölf Wochen basiert auf ersten Forschungsergebnissen und ist abhängig vom Mietenaufbau. Abb. 1 zeigt schematisch die vereinfachte Prozesskette der mikrobiellen Karbonisierung. Ergänzend hierzu ist in Abb. 2 der Verlauf der mikrobiologischen Prozesse innerhalb einer Tafelmiete über einen Zeitraum

von acht Wochen dargestellt. Es wird deutlich, dass sich die eingetragenen Bakterien oberflächennah vermehren und im Verlauf des Prozesses nach unten bewegen. Somit kommt es im Verlauf des Prozesses zur Ausbildung unterschiedlich stark ausgeprägter Horizonte, welche sich in ihrer Stoffzusammensetzung voneinander unterscheiden. Der bereits mikrobiell behandelte Horizont, der im Prozessverlauf mächtiger wird, weist über die gesamte Schütthöhe eine gleichmäßige Zusammensetzung auf.

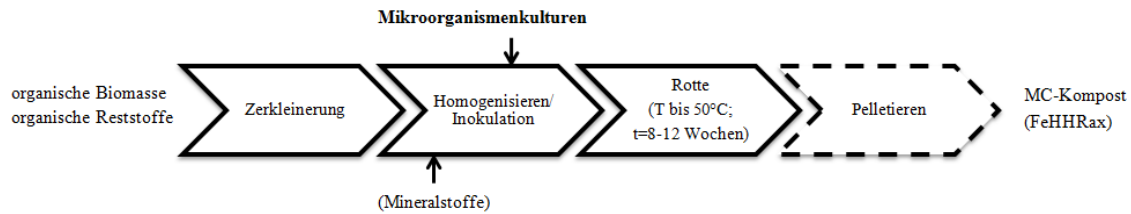
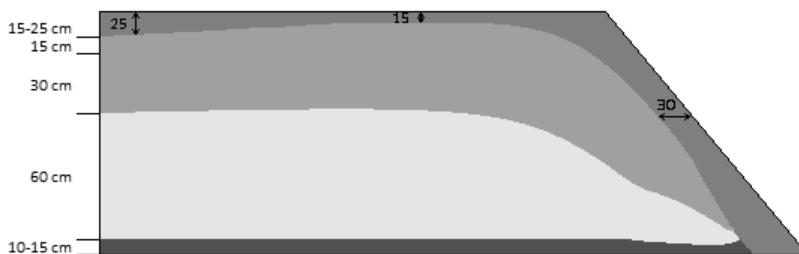
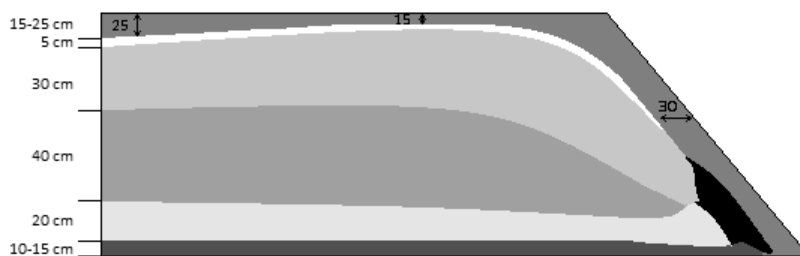


Abb. 1: Vereinfachte Prozesskette der mikrobiellen Karbonisierung mit optionalem Pelletieren

### nach 7 Tagen



### nach 20-40 Tagen



### nach 56 Tagen

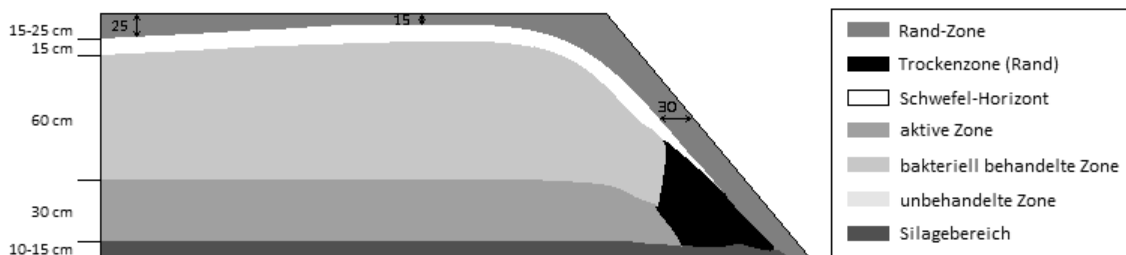


Abb. 2: Prozessverlauf der mikrobiellen Karbonisierung über die Zeit von 8 Wochen

## 3 ERGEBNISSE DES PROJEKTES MC-CARBON

Das Forschungsvorhaben MC-Carbon verfolgt das Ziel, die mikrobielle Karbonisierung hinsichtlich der Eignung als Düngemittel sowie der Beurteilung des Mehrwertes im Vergleich zur konventionellen Kompostierung zu untersuchen. Zur Beurteilung des Verfahrens wurden zahlreiche Untersuchungsschwerpunkte (Nährstoffsequestrierung im Endsubstrat, Hygienisierung

des Ausgangsmaterials, Emissionen, Feldtests) festgelegt von denen im Folgenden einige ausgewählte dargestellt werden sollen.

Bei einer konventionellen Kompostierung werden in der Regel Prozesstemperaturen von bis zu 75 °C erreicht (Bilitewski et al. 2000). Im Gegensatz dazu wird durch den Einsatz ausgewählter Mikroorganismen zur Behandlung von organischen Reststoffen lediglich eine Prozesstemperatur von 45 °C bis 50 °C im Verlauf der mikrobiellen Karbonisierung erreicht. Diese Prozesstemperaturen führen jedoch zu einem Konflikt mit der deutschen Bioabfallverordnung, die für eine Hygienisierung Temperaturen von 55 °C, gehalten über zwei Wochen, vorschreibt. Sichertgestellt werden soll die Hygienisierung im Verlauf der mikrobiellen Karbonisierung durch fermentative Umsetzungsprozesse. Krüger (2011) beschreibt, dass bereits nach einer vierwöchigen Fermentation Salmonellen ihre Vermehrungs- und Lebensfähigkeit verlieren. Dieser Sachverhalt soll im Verlauf des Forschungsprojekt MC-Carbon näher untersucht werden. Erste Analysen zur Hygienisierung organischer Reststoffe mittels mikrobieller Karbonisierung stützen diese These.

Die angeführten fermentativen Bedingungen sollen durch den Verzicht von Umsetzaggagaten und Belüftungsvorrichtungen gewährleistet werden. Durch den Einsatz von Belüftungs- und Umsetzaggagaten, wie sie bei der konventionellen Kompostierung Stand der Technik sind, kommt es darüber hinaus zu deutlich höheren Emissionen als bei den nicht umgesetzten, mikrobiell behandelten Testmieten. Diese Prozessführung führt zu einem unwiederbringlichen Verlust an Kohlenstoffverbindungen. Somit können diese Verbindungen nicht mehr im Endsubstrat gebunden werden.

Dieser Sachverhalt lässt sich an den Kohlenstoffdioxidkonzentrationen bisheriger Testmieten belegen. In Kompostmieten und mikrobiell behandelten Mieten sind die CO<sub>2</sub>-Konzentrationen innerhalb der Test-Mieten vergleichbar hoch. Die mikrobiell behandelten Mieten emittieren jedoch deutlich weniger CO<sub>2</sub>. Abb. 3 macht dies am Beispiel der Substratmischung Grünschnitt-Bioabfall-Gesteinsmehl (50:45:5) deutlich. Nach einer Behandlungsdauer von einer Woche kommt es zu signifikanten Abweichungen zwischen der konventionell behandelten Versuchsmiete 6 und den mikrobiell behandelten Mieten 3 und 4. Nach etwa 30 Tagen Behandlungsdauer ist darüber hinaus ein evidenter Unterschied in der Kohlenstoffbindung in den Rotteprodukten zu erkennen. Während die Kohlenstoffgehalte in den herkömmlich kompostierten Mieten stetig sinken, steigen die Kohlenstoffgehalte der mikrobiell behandelten geringfügig an. Diese Beobachtungen zeigen, dass die eingesetzten Mikroorganismen in der Lage sind, die in der Gasphase befindlichen Kohlenstoffverbindungen (CH<sub>4</sub>, CO<sub>2</sub>) in die Struktur der Substrate teilweise wieder einzubauen.

Tab. 1 stellt die Kohlenstoffsequestrierung in den Zwischenprodukten (sechs und acht Wochen) im Vergleich zum Ausgangssubstrat unterschiedlich behandelter Substratmischungen dar. Es ist ersichtlich, dass die Kohlenstoffsequestrierung im MC-Kompost nach acht Wochen höher ist. Darüber hinaus liegen die Kohlenstoffgehalte der Endprodukte 20 bis 26 Gew.-% über denen von konventionellem Kompost.

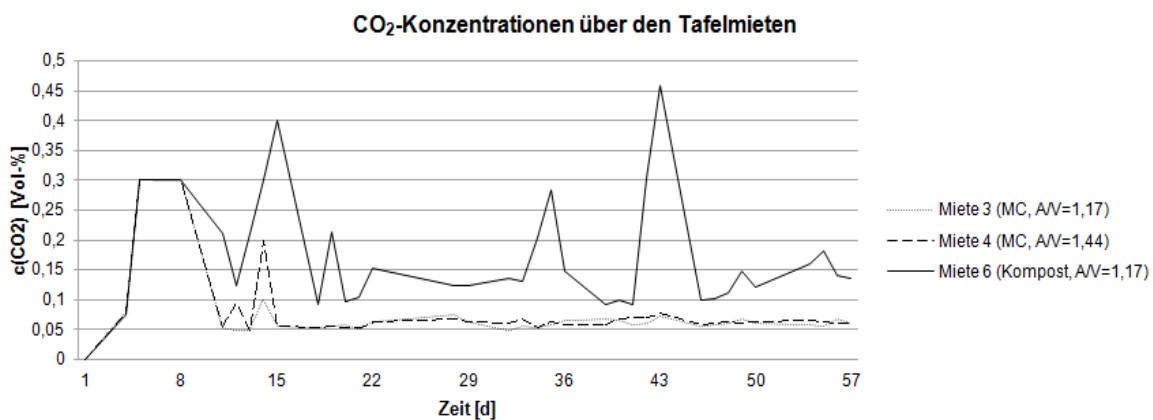


Abb. 3: Verlauf der CO<sub>2</sub>-Konzentration während der Rotte, gestrichelt = mikrobiell behandelt (MC), durchgehend = unbehandelt (Kompostierung)

Tab. 1: Kohlenstoffsequestrierung im Vergleich zum Ausgangssubstrat unterschiedlich behandelter Substratmischungen nach sechs und acht Wochen

	Miete 1 (MC) <sup>1,3</sup>	Miete 2 (MC) <sup>1,3</sup>	Miete 5 (Kompost) <sup>1</sup>
C-Fixierung [%] (6 Wochen)	86,17	90,68	72,93
C-Fixierung [%] (8 Wochen)	89,50	91,91	72,18
	Miete 3 (MC) <sup>2,3</sup>	Miete 4 (MC) <sup>2,3</sup>	Miete 6 (Kompost) <sup>2</sup>
C-Fixierung [%] (6 Wochen)	83,14	80,25	73,75
C-Fixierung [%] (8 Wochen)	89,36	88,82	71,38

<sup>1</sup> Substratmischung Bioabfall-Grünschnitt-Klärschlamm (50:45:5)

<sup>2</sup> Substratmischung Grünschnitt-Bioabfall-Gesteinsmehl (50:45:5)

<sup>3</sup> MC = mikrobiell karbonisiertes Substrat

Neben dem positiven Effekt der beschriebenen Kohlenstofffixierung wird auch eine Stabilisierung des Umsetzungsprozesses durch die mikrobielle Behandlung erreicht. Die eingesetzten Bakterien führen zu konstanteren Milieubedingungen in den untersuchten Testmieten. So lassen sich neben einem konstanteren Temperaturniveau pH-Wert-Amplituden zwischen 7,5 und 8,0 über den gesamten Behandlungszeitraum feststellen. Lediglich in den unteren 20 cm der analysierten Testmieten konnten niedrigere pH-Werte nachgewiesen werden. Im Gegensatz dazu schwankten die pH-Werte bei der Kompostierung zwischen 5,8 (Anfangsphase) und 8,4 (Reifkompost). Der pH-Wert ist während der Behandlung von besonderem Interesse, da er eine große Auswirkung auf die ablaufenden Prozesse im Mietenkörper hat. So werden etwa bei niedrigen pH-Werten verstärkt Geruchsemissionen durch flüchtige Fettsäuren (z.B. Buttersäure) hervorgerufen. Im Zusammenhang mit den gemessenen niedrigeren H<sub>2</sub>S-Konzentrationen erklärt dies die geringeren Geruchsbelästigungen mikrobiell behandelter Substrate im Gegensatz zu konventionell hergestelltem Kompost.

Ein weiterer positiver Aspekt der mikrobiellen Karbonisierung sind die hohen Wasserhaltekapazitäten der Endprodukte. Wasserhaltekapazitäten beschreiben die Fähigkeit Wasser gegen die Schwerkraft zu halten und somit zu speichern. Diese Eigenschaft ist besonders in semi-ariden Regionen interessant, da so die Auswirkungen von Trockenperioden auf Böden vermindert werden können. Abb. 4 stellt einige ausgewählte Substrate gegenüber. Es wird deutlich, dass die mikrobiell behandelten Substrate deutlich höhere Wasserhaltekapazitäten aufweisen als die konventionell kompostierten Reststoffe. MC-Komposte weisen darüber hinaus ein deutlich höheres Wasserspeichervermögen als Blähton auf.

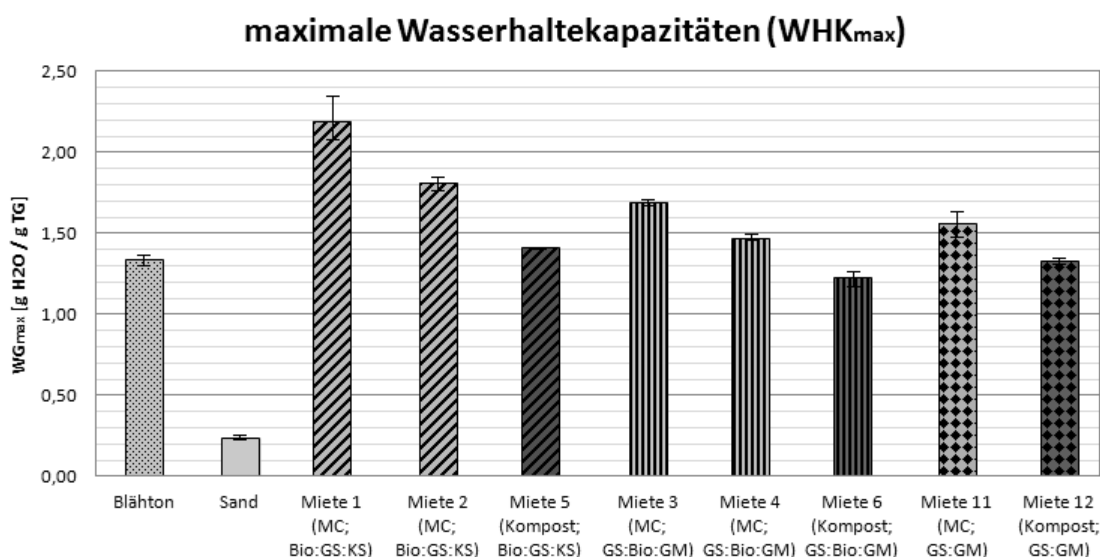


Abb. 4: Maximale Wasserhaltekapazitäten unterschiedlicher Substrate nach 8 Wochen Behandlung, MC = mikrobiell karbonisiert, Kompost = konventionell kompostiert, Bio = Bioabfall, GS = Grünschnitt, KS = Klärschlamm, GM = Gesteinsmehl

## 4 ZUSAMMENFASSUNG UND AUSBLICK

Die bisherigen Versuchsergebnisse des Forschungsprojektes MC-Carbon zeigen, dass die „mikrobielle Karbonisierung“ geeignet ist ein nährstoffreiches Substrat zur Verbesserung der Bodeneigenschaften zu erzeugen. Durch die Veränderung der Biozönose und die Anpassung des Habitats werden, im Vergleich zur konventionellen aeroben Behandlung (Kompostierung), höhere Kohlenstoffgehalte in den Endsubstraten erzielt. Darüber hinaus lassen sich mit dem Verfahren Emissionen einsparen.

Auf Basis der bisherigen Untersuchungen und Erkenntnisse besteht jedoch weiterhin ein großer Forschungsbedarf. Dieser besteht vor allem in der Optimierung des Verfahrensablaufes, im Nachweis der Hygienesierung der Endprodukte sowie der Bewertung der Langzeitwirkung auf Agrarflächen. Im weiteren Verlauf des MC-Carbon-Projektes werden die angeführten offenen Schwerpunkte erforscht sowie eine abschließende Bewertung vorgenommen.

## LITERATUR

- Biltewski, B., Hädtle, G., Marek, K. (2000) *Abfallwirtschaft – Handbuch für Praxis und Lehre*. Berlin, Deutschland: Springer-Verlag.
- Europäische Gemeinschaft (2009) *Rückgang der organischen Substanz im Boden*. FactSheet-03 <http://eusoils.jrc.ec.europa.eu/projects/SOCO/FactSheets/ENFactSheet-03.pdf> (05.07.2012).
- Guggenberger, G. (2008) *Einfluß des Ausgangssubstrat auf die Humifizierung bei der Kompostierung (Abschlussbericht)*. Wien, Österreich: Universität für Bodenkultur Wien, Department für Wasser – Atmosphäre – Umwelt, Institut für Abfallwirtschaft, S.15f.
- Jones, A. et al. (2012) *The State of Soil in Europe – A contribution of the JRC to the EEA Environment State and Outlook Report*. Luxemburg, Luxemburg: Joint Research Centre of the European Commission, S. 34.
- Kolbe, H. (2009) *Klimawandel und C-Sequestrierung*. Dresden, Deutschland: Schriftenreihe des Landesamtes für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie Sachsen, Heft 23/2009.
- Krüger, M. (2011) *Labor- und Felduntersuchungen zur natürlichen Klärschlammverwertung (Pressemitteilung)*. Leipzig, Deutschland, Universität Leipzig Instituts für Bakteriologie und Mykologie der Veterinärmedizinischen Fakultät, <http://idw-online.de/pages/de/news416064> (06.07.2012).
- Smidt, E., Binner, E., Lechner, P., Meissl, K., Tintner, J. (2008) *Huminstoffe als Qualitätsparameter für Komposte und zur verfahrenstechnischen Optimierung von Kompostanlagen (Abschlussbericht)*. Wien, Österreich: Universität für Bodenkultur Wien, Department für Wasser – Atmosphäre – Umwelt, Institut für Abfallwirtschaft, S. 9ff.

# Altspeiseöl zur Verfügbarkeitssteigerung von Teerölkontaminanten in Industrieböden

K.E. Scherr, M. Sumetzberger-Hasinger & A.P. Loibner

*Universität für Bodenkultur Wien, Department IFA-Tulln, Institut für Umweltbiotechnologie, Tulln, Österreich*

**KURZFASSUNG:** Mit Teerölen belastete Industrie- oder Altlastenböden können sowohl in- als auch ex-situ mit mikrobiologischen Sanierungsverfahren behandelt werden. Die Sequestrierung, i.e. die Sorption und Diffusion vor allem von aromatischen Teerölkontaminanten an oder in organische Bodenbestandteile ist jedoch mit einer signifikanten Verringerung ihrer Verfügbarkeit für Abbauprozesse verbunden. Die Anwendung von biologisch kompatiblen Lipiden wie Triglyzeriden, die Hauptbestandteile von pflanzlichen Ölen, zur Erhöhung der Schadstoffverfügbarkeit mittels Extraktion stellt hier einen effizienten und ökonomisch attraktiven Weg zur Effizienzsteigerung vor allem von Ex-situ-Behandlungsverfahren für Industrieböden dar. Es wurde nachgewiesen, dass Triglyzeride die Verfügbarkeit von sorbierten Polyzyklischen Aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) für Mikroorganismen erhöhen und somit den Abbau verbessern. Diese Studie zeigt darüber hinaus, dass auch thermisch erhitze Triglyzeride, z.B. Altspeiseöle, eine hohe Extraktionskraft für schlecht verfügbare PAK aufweisen. Triglyzeride sind durch Bodenbakterien abbaubar; somit stellt der Zusatz von Altspeiseölen einen attraktiven Ansatz zur Effizienzsteigerung von Ex-situ-Sanierungsstrategien für PAK-kontaminierte Industrieböden dar.

## 1 EINLEITUNG

### 1.1 *Mikrobiologischer Abbau von aromatischen Teerölbestandteilen*

Kontaminationen von Boden und Grundwasser mit Teerölen sind häufig an Holzimprägnier- und Gaswerksstandorten sowie an Kokereien anzutreffen. Teeröle bestehen aus einer Vielfalt von chemisch und physikalisch unterschiedlichen Stoffen, die ein erhebliches Gefährdungspotential für die Umwelt aufweisen.

Viele organische Schadstoffe können durch Mikroorganismen unter aeroben und anaeroben Bedingungen in ungiftige Substanzen umgewandelt werden. Für das Ablaufen dieser Prozesse in Boden und Grundwasser ist das Vorhandensein von bestimmten Umweltbedingungen Voraussetzung, wobei sich unter anderem pH-Wert, Feuchte und Temperatur in einem bestimmten Bereich bewegen müssen.

### 1.2 *Schadstoffverfügbarkeit: Diffusion und Sorption*

Neben einem Mangel an Nährstoffen und Elektronenakzeptoren für die Schadstoffoxidation (Sauerstoff, Nitrat, Sulphat; Hasinger et al. 2012) stellt die mangelnde mikrobiologische Verfügbarkeit der Schadstoffe eine häufige Limitation für einen effizienten Schadstoffabbau dar.

Die Aufnahme von Schadstoffen durch die Mikroorganismen wird als Grundvoraussetzung für den Schadstoffabbau betrachtet. Insbesondere polyzyklische aromatische Schadstoffe (PAK) werden durch Diffusion und Sorption sehr stark insbesondere an natürliche oder anthropogene organische Bodenbestandteile gebunden, und sorgen so für eine reduzierte Schadstoffverfügbarkeit. Durch den langfristigen Kontakt von organischen Schadstoffen mit

strukturell ähnlichen anthropogenen (Ruß, hochkondensierter sog. black carbon) oder natürlichen (Huminstoffe) Bodenbestandteilen an Altlasten kommt es in vielen Fällen zu einer starken Verringerung des biologisch verfügbaren Schadstoffanteiles.

Ist ein Schadstoffmolekül so stark gebunden, dass es für Mikroorganismen nicht verfügbar ist, kann auch unter Vorhandensein von optimalen Umgebungsbedingungen kein Abbau stattfinden. Der Anteil an Schadstoffen im Boden, der (mikro-)biologisch verfügbar ist, bestimmt somit die maximale Effizienz des mikrobiologischen Abbaues und dadurch die Effizienz von mikrobiologischen Sanierungsverfahren (Mayer et al. 2011, Semple et al. 2004).

### 1.3 Einsatzmöglichkeiten für pflanzliche Lipide in der biologischen Bodensanierung

Die Verwendung von pflanzlichen Lipiden zur Unterstützung des mikrobiologischen Schadstoffabbaues wurde in den letzten Jahren verstärkt untersucht (Yap et al. 2010). Auf der anderen Seite besteht die Möglichkeit, mithilfe von biologisch kompatiblen, i.e. ungiftigen Extraktionsmitteln die Schadstoffverfügbarkeit zu steigern, z.B. im Rahmen der Bodenbehandlung in Bioreaktoren (Villemur et al. 2000). Beide Ansätze werden in der Anwendung von pflanzlichen Lipiden, z.B. in Form von Pflanzenöl für die Erhöhung der biologischen Schadstoffverfügbarkeit im Rahmen von Ex-situ-Maßnahmen vereinigt.

Das Potential für die Anwendung liegt in der Möglichkeit zur Verringerung der residualen Schadstoffkonzentration nach der mikrobiologischen Bodenbehandlung, und somit in der Kostenreduktion für die anschließende Deponierung des Bodenmaterials. Aufgrund des Manipulationsaufwandes für die Durchmischung des Bodens mit pflanzlichen Lipiden liegt gegenwärtig das Hauptaugenmerk in der Ex-situ-Bodenbehandlung.

## 2 FRAGESTELLUNGEN

Im Rahmen von Experimenten im Labormaßstab wurden folgende Fragestellungen behandelt:

- Sind pflanzliche Lipide bzw. Triglyzeride aerob durch die autigene Bakterienpopulation des kontaminierten Bodens abbaubar?
- Erhöht der Zusatz von Triglyzeriden zu teerölkontaminierten Boden den biologischen PAK-Abbau signifikant? Wenn ja, ist der Effekt bedingt durch
  - Co-Substratwirkung der Lipide als zusätzliche Kohlenstoffquelle oder
  - die Wirkung von Biolipiden als milde Extraktionsmittel?
- Welche Teerölkontaminanten sind behandelbar und über welchen Zeitraum?
- Sind auch Altspeiseöle, i.e. thermisch gestresste und modifizierte Lipide zur Effizienzsteigerung der mikrobiologischen Bodenbehandlung effizient einsetzbar?

Eine Reihe von pflanzlichen Ölen, wie Raps-, Palmkern- und Sonnenblumenöl wurden unterschiedlichen thermischen Stresssituationen ausgesetzt. Experimente wurden mit historisch kontaminierten Böden durchgeführt, deren PAK-Gehalt mikrobiologisch nicht vollständig verfügbar ist. Mikrobiologische Degradationsstudien und Extraktionsexperimente wurden durchgeführt (Scherr et al. 2012, Scherr et al. 2009).

Die biologische Verfügbarkeit der Schadstoffe wurde mit einem so genannten passiven Sampler, bestehend aus einer Silikon-Aktivkohlematrix und einem diffusen Schadstoffshuttle, bestimmt, um eine Abschätzung der PAK-Verfügbarkeit unter unterschiedlichen Extraktionsbedingungen zu erhalten (Mayer et al. 2011).

## 3 ERGEBNISSE UND DISKUSSION

### 3.1 Wirkungsweise von pflanzlichen Lipiden: Co-substrat oder PAK- Solubilisierung?

Es konnte nachgewiesen werden, dass die Behandlung von Böden von Gaswerks- und Imprägnierungsstandorten mit Ölmengen im Bereich von wenigen Massenprozent eine

signifikante Steigerung des biologischen Abbaues von PAK mit bis zu 4 Ringen zur Folge hat (Scherr et al. 2009). Abb. 1 zeigt die Veränderung der residualen Schadstoffkonzentration in einem Industrieboden unter Zusatz von 1 % Rapsöl für die 16 von der U.S. EPA gelisteten PAK. Die Restkonzentration konnte um circa 40 % verringert werden, insbesondere im Bereich der drei- bis vier-Ring PAK, die an vielen Standorten einen Großteil der Schadstoffkonzentration darstellen. Der Ölzusatz konnte unter aeroben Bedingungen mit Nährstoffen und Sauerstoff vollständig abgebaut werden.

Da die residuale PAK-Konzentration nach Zusatz von Triglyzeriden sich als signifikant geringer als der biologisch nicht verfügbare Schadstoffanteil ohne Ölzusatz erwies, ist der Effekt des Lipidzusatzes in der Solubilisierung anderweitig nicht verfügbarer PAK in die Ölphase begründet. In einer wässrigen oder Lipidphase solubilisierete Schadstoffe sind mikrobiologisch gut abbaubar (Jimenez and Bartha 1996). Der Ölzusatz bewirkt somit eine Steigerung des potentiell abbaubaren PAK-Anteiles, während sich ein Co-Substrateffekt allenfalls in einer Beschleunigung des Abbaues manifestieren würde.

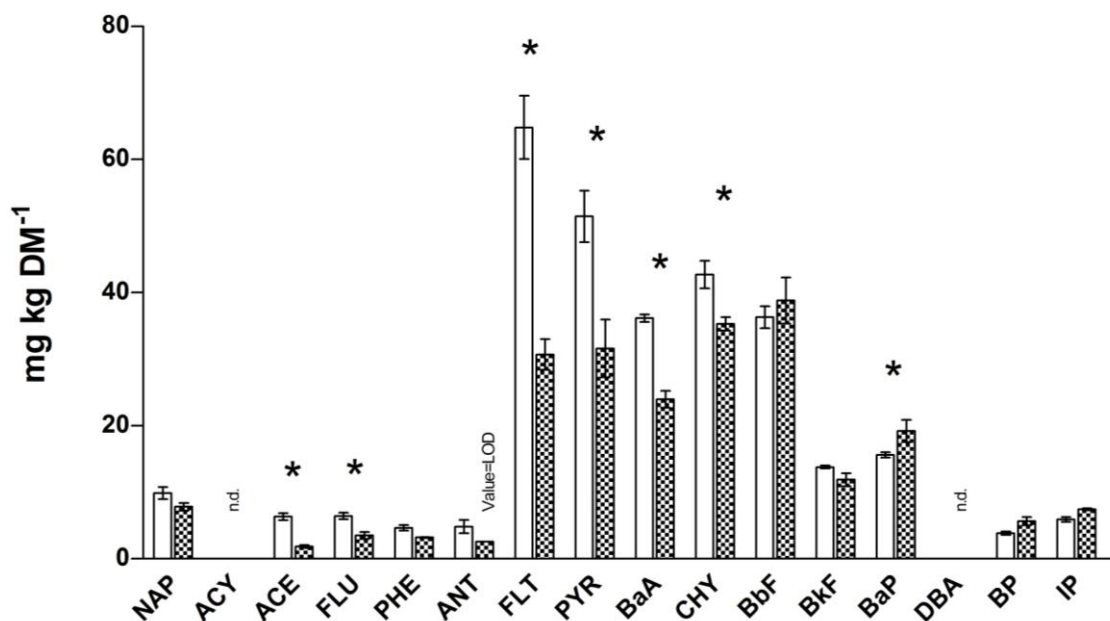


Abb. 1: Biologisch nicht verfügbare Fraktionen (in mg PAK/kg Trockensubstanz) der 16 EPA-PAK in einem langfristig mit Teeröl-kontaminierten Boden: weiße Balken: ohne Lipidzusatz, graue Balken: bei Vermengung des Bodens mit 1 % (w/w) Rapsöl. Mit Sternen markierte Balken sind signifikant unterschiedlich (mit und ohne Lipidzusatz; ANOVA,  $P < 0.05$ , aus: Scherr et al. 2009 (© 2009 Society of Chemical Industry, printed by permission).

### 3.2 Thermisch gestresste Lipide als Extraktionsmittel für PAK – Anwendung von Altspeiseöl in der ex situ Bodensanierung

Die Anwendbarkeit von thermisch gestressten Lipiden für die Mobilisierung von Teerölkontaminanten wurde mit frischen sowie über mehrere Tage künstlich hoch erhitzten Pflanzenölen (Abb. 2) sowie anhand von Ölproben aus der Altspeiseölsammlung untersucht. Die chemisch-physikalische Analyse der frischen und erhitzten Öle ergab komplexe Veränderungen während des Erhitzens. Thermisch gestresste Öle wiesen eine höhere Dichte und Viskosität, einen erhöhten Sättigungsgrad, i.e. eine Erhöhung des Anteiles an gesättigten Fettsäuren sowie eine Verringerung an ein- und mehrfach-ungesättigten Triglyzeriden, und eine Erhöhung des Anteiles an freien Fettsäuren auf (Scherr et al. 2012).

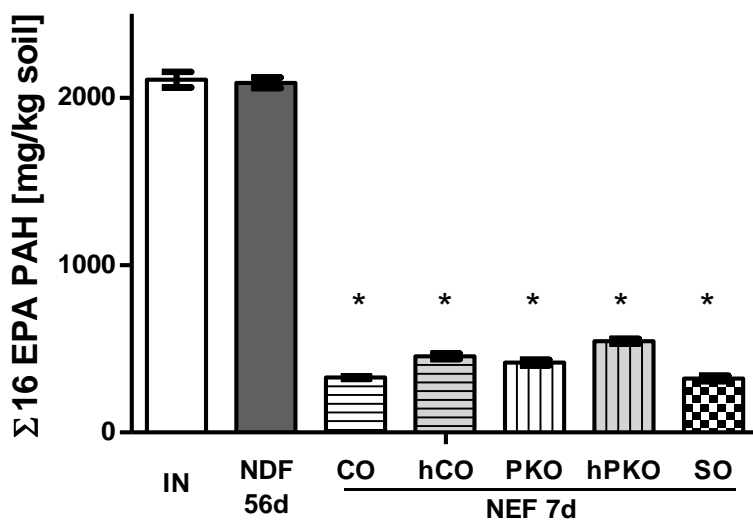




Abb. 2: Handelsübliches Palmkernöl nach (links) und vor (rechts) Exposition zu thermischem Stress unter Laborbedingungen (Foto © IFA-Tulln/Scherr).

Abb. 3 zeigt den Effekt von Lipidextraktion auf das Verhalten von EPA-PAK. Mit allen Ölen konnten zwischen 80 und 95 % der PAK durch Extraktion aus dem Boden entfernt werden. Ein Vergleich mit der ohne Ölzusatz mikrobiologisch verfügbaren und abbaubaren Fraktion (Abb. 3, NDF, nach Mayer et al. 2011) zeigt einen potentiell hohen Effizienzgewinn für die Ex-situ-Bodenbehandlung durch Biolipidzusatz. Dieser variiert stark in Abhängigkeit der Zusammensetzung von Boden und Schadstoff. Die Verwendung von thermisch gestressten Ölen, in diesem Fall von erhitztem Raps- und Palmkernöl sowie Altspeiseöl als Extraktionsmittel erwies sich als nur gering weniger effizient als die ihrer nicht erhitzten Gegenstücke.

Ein Zusammenhang zwischen Schadstoffhydrophobizität und Extraktionseffizienz konnte beobachtet werden. Auch das sehr hydrophobe, kanzerogene Benzo(a)pyren konnte effizient aus dem Boden entfernt werden. Dieses Verhalten kann nicht durch einfache Partitionierungskoeffizienten zwischen den Modellphasen Oktanol/Wasser, Triolein/Wasser sowie für die organische Bodensubstanz oder durch die Veränderung der Hildebrand-Löslichkeitsparameter durch die Sättigung der veresterten Fettsäuren im Zuge der Erhitzung erklärt werden. Dem gegenüber erscheint es wahrscheinlich, dass die erhöhte Viskosität der erhitzten Öle und damit eine verringerte Benetzungskapazität für die Bodenpartikel für die geringe Abnahme der Mobilisierungseffizienz verantwortlich ist (Scherr et al. 2012).



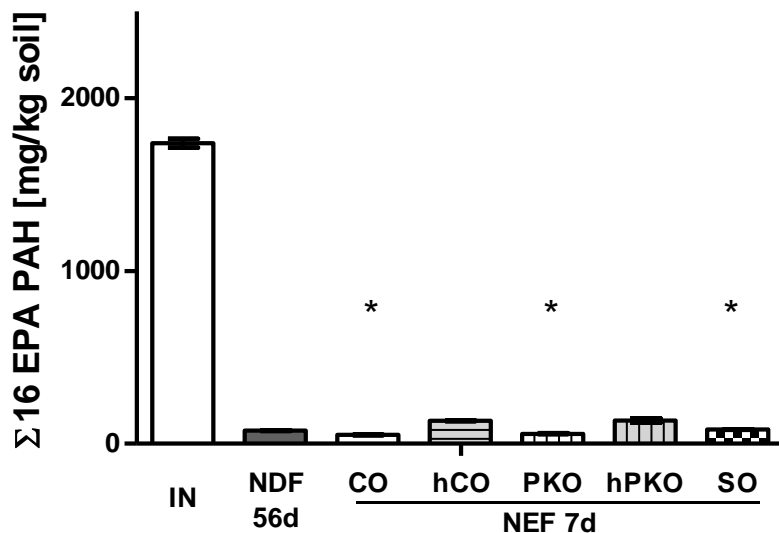


Abb. 3: PAK-Konzentrationen (Summe 16 EPA-PAK) in zwei Lipid-behandelten, teerölbelasteten Industrieböden. IN: Ausgangskonzentration, NDF 56d: nicht-desorbierbare Fraktion, bestimmt gemäß Mayer et al., 2011, NEF 7d: nach 7 Tagen nicht lipid-extrahierbare Fraktion. Lipide: CO - Rapsöl, PKO - Palmkernöl, SO - Altspeiseöl aus Sammlung. Prefix h: künstlich (Labor) thermisch gestresste Öle (mittelgraue Balken). Sterne bezeichnen statistisch (ANOVA,  $P < 0.05$ ) von NDF 56d unterschiedliche Werte. Aus: Scherr et al. 2012 (© 2012 Society of Chemical Industry, printed by permission).

#### 4 SCHLUSSFOLGERUNG, ZUSAMMENFASSUNG

Diese Daten unterstützen die Anwendbarkeit von sanften, biokompatiblen und günstig verfügbaren Extraktionsmitteln zur Erhöhung der Effizienz von mikrobiologischen Sanierungsmaßnahmen für teerölkontaminierte Böden. Die Anwendung von Biolipiden als biologisch abbaubare Extraktionsmittel zur Erhöhung des mikrobiell verfügbaren Schadstoffanteiles kann als effiziente und nachhaltige Behandlungsmethode zur Behandlung von verfügbarkeitslimitierten teerölkontaminierten Böden betrachtet werden

Die Erhitzung von Brat- und Frittierfetten hat eine starke Veränderung der Lipidmatrix zur Folge, unter anderem die Erhöhung der Viskosität, des Anteiles an freien Fettsäuren und des Sättigungsgrades der gebundenen Fettsäuren. Diese Eigenschaften können gemäß unterschiedlicher Lösungstheorien die Extraktionskraft von erhitzten Pflanzenölen signifikant verändern. Eine Reihe von Versuchen zeigte jedoch, dass die Exposition zu thermischem Stress verbundenen chemisch-physikalischen Veränderungen von Pflanzenölen für die praktische Anwendung von Altspeiseöl zur Verfügbarkeitssteigerung von Teerölkontaminanten mit nur geringen Effizienzeinbußen verbunden sind. Die Behandlungsdauer kann mit wenigen Stunden bis Tagen angegeben werden.

#### LITERATUR

- Hasinger, M., Scherr, K.E., Lundaa, T., Bräuer, L., Zach, C. & Loibner, A.P. (2012) Changes in *iso*- and *n*-alkane distribution during biodegradation of crude oil under nitrate and sulphate reducing conditions. *Journal of Biotechnology* 157, pp. 490-498.
- Jimenez, I.Y. & Bartha, R. (1996) Solvent-augmented mineralization of pyrene by a *Mycobacterium* sp. *Applied and Environmental Microbiology* 62, pp.2311-2316.
- Mayer, P., Olsen, J.P., Gouliarmou, V., Hasinger, M., Kendler, R. & Loibner, A.P. (2011) A Contaminant Trap as a Tool for Isolating and Measuring the Desorption Resistant Fraction of Soil Pollutants. *Environmental Science and Technology* 45, pp. 2932-2937.

- Scherr, K.E., Hasinger, M. & Loibner, A.P. (2012) Increasing PAH (bio)accessibility in historically PAH-contaminated soils: waste versus food-grade oils. *Journal of Chemical Technology & Biotechnology* 87, pp. 1229-1236.
- Scherr, K.E., Hasinger, M., Mayer, P. & Loibner A.P. (2009) Effect of vegetable oil addition on bioaccessibility and biodegradation of polycyclic aromatic hydrocarbons in historically contaminated soils. *Journal of Chemical Technology & Biotechnology* 84, pp. 827-835.
- Semple, K.T., Doick, K.J., Jones, K.C., Burauel, P., Craven, A. & Harms, H. (2004) Defining bioavailability and bioaccessibility of contaminated soil and sediment is complicated. *Environmental Science and Technology* 38, pp. 228-231.
- Villemur, R., Déziel, E., Benachou, A., Marcoux, J., Gauthier, E., Lépine, F., Beaudet, R. & Comeau, Y. (2000) Two-liquid-phase slurry bioreactors to enhance the degradation of high-molecular-weight polycyclic aromatic hydrocarbons in soil. *Biotechnology Progress* 16, pp. 966-972.
- Yap, C.L., Gan, S. & Ng, H.K. (2010) Application of vegetable oils in the treatment of polycyclic aromatic hydrocarbons-contaminated soils. *Journal of Hazardous Materials* 177, pp. 28-41.

# Betriebserfahrungen mit einem Funnel & Gate-System mit Bioreaktor

C. Weingran

HIM GmbH, Bereich Altlastensanierung, Biebesheim, Deutschland

**KURZFASSUNG:** Das Funnel & Gate-System mit Bioreaktor hat in einem mehrjährigen Betrieb seine Funktionsfähigkeit nachgewiesen und zuverlässig für die Sicherung des kontaminierten Grundwasserabstroms des Standortes gesorgt. Grundlage waren sorgfältige Labor- und Feldversuche, das innovative Reaktordesign sowie das aktive Betriebskonzept.

Es konnten wesentliche Steuerungsparameter identifiziert und der Aufwand für den Betrieb des Reaktors optimiert werden. Die aktive Betriebsweise ermöglicht die effektive Steuerung des Reaktorbetriebs mit konstanten Förder- und Dosiermengen. Die Reinigungsleistung liegt stabil bei > 99 %, die geplante Aktivkohlestufe ist bis auf weiteres nicht erforderlich.

Die positiven Erfahrungen aus der Pilotphase waren Voraussetzung für die Entscheidung zur Erweiterung des Systems durch Verlängerung der Leitwände. Das System ist für Standorte mit vergleichbaren Randbedingungen geeignet, es vermeidet Aushub und beeinträchtigt die Nutzung der Grundstücke in geringem Umfang.

## 1 EINLEITUNG

Im Jahr 1913 siedelte sich in Offenbach-Kaiserlei die Firma Gustav Lang, „Fabrik für Teerdestillation, Teerprodukte und Dachpappe“ an. Die Fläche des ehemaligen Betriebsgrundstückes betrug ca. 15.000 m<sup>2</sup>. Die Produktion wurde um 1930 wieder eingestellt und der Gebäudebestand weitestgehend abgebrochen. Während und unmittelbar nach dem 2. Weltkrieg wurde der ehemalige Teerölstandort als Abladeplatz für Trümmerschutt genutzt, in dem auch hausmüllähnliche Abfälle abgelagert wurden.

Im Jahr 1991 wurden erstmals orientierende Altlastenuntersuchungen durchgeführt. 1993 stellte das Regierungspräsidium Darmstadt den Bereich der ehemaligen Teerfabrik zur Altlast fest und übertrug sie der HIM-ASG zur Sanierung.

Seit 1994 wurden im Auftrag der HIM-ASG umfangreiche Untersuchungen zur Erfassung und Abgrenzung von Boden- und Grundwasserkontaminationen durchgeführt und ein Grundwassermessstellennetz aus Quartär-, Tertiär- und Rotliegend-Messstellen aufgebaut.

Wie die Ergebnisse der Untersuchungen zeigen, wurden auf dem ehemaligen Betriebsgelände erhebliche Verunreinigungen des Untergrunds mit organischen Schadstoffen, überwiegend PAK und BTEX-Aromaten, festgestellt. Diese sind als Bestandteile von Teeröl in Phase bis zur Basis des quartären Grundwasserleiters vorgedrungen. Die Teerölimprägnation ist flächenhaft innerhalb der wassergesättigten Zone vorhanden. Eine Auffüllungsschicht ist zusätzlich mit Schwermetallen als Begleitkontamination belastet.

Im quartären Grundwasserleiter ist eine Schadstofffahne gelöster organischer Schadstoffe abstromig des Standorts nachweisbar. Grundwasseruntersuchungen ergaben zudem eine Beeinträchtigung tieferer Grundwasserleiter des Tertiärs wie auch des Rotliegenden.

Durch die im Untergrund vorhandenen Verunreinigungen besteht ein starkes Gefährdungspotential bzw. eine akute Gefährdung für das Grundwasser außerhalb der mit Teeröl imprägnierten Bereiche des quartären Grundwasserleiters.

In der 1997 erarbeiteten Variantenstudie wurden verschiedene Optionen von Bodenaustausch, Einkapselung, Wasserhaltung, hydraulischer Sanierung und Phasenaustrag unter den Gesichtspunkten der technischen Machbarkeit, Wirksamkeit und Sanierungskosten

betrachtet und Investitionskosten zwischen 2,5 und 19,4 Mio. Euro geschätzt. Ergänzend wurden seit 1998 Planungen für ein Funnel & Gate-System durchgeführt.

Ein in den Jahren 2002/2003 erarbeiteter Rahmensanierungsplan zur Sicherung des quartären Grundwasserleiters sah neben dem Funnel & Gate-System als Alternative eine Umschließung des Standorts mit einer Kammerdichtwand vor.

## 2 LABOR – UND ON-SITE-VERSUCHE

Die Planung des Funnel & Gate-Systems machte neben verschiedenen Modellierungen des Systems bzw. der Prognose der zu erwartenden Durchflussrate die Klärung von Fragestellungen durch Vorversuche erforderlich:

- Mikrobiologische Laborversuche: Keimzahlenscreening von Eluaten feldfrischer Bodenproben zum Nachweis autochthoner Verwerter für 2 – 3 kernige PAK, Verwerter für 3 – 4 kernige PAK, BTEX-Verwerter und von Denitrifikanten, Batchversuche und Säulenversuche mit einer Bioreaktorstufe, einer Aktivkohlezone und standort eigenem Aquifermaterial im Auslauf des Systems zur Stimulierung der mikrobiellen Abbau-Aktivität unter aeroben, denitrifizierenden und aerob/denitrifizierenden Bedingungen unter Verwendung von Standortgrundwasser,
- Laborversuche zur Auswahl einer geeigneten Aktivkohle unter Berücksichtigung von hydraulischen, sorptiven und wirtschaftlichen Gesichtspunkten verschiedener Aktivkohletypen und
- Durchführung eines Säulenversuchs am Standort über insgesamt neun Monate zur Erprobung aller wesentlichen Verfahrensschritte (Enteisung, Entgasung, mikrobiologischer Abbau, Zudosierung von Elektronenakzeptoren und Nährstoffen, Aktivkohlesorption) und zur Ermittlung der relevanten Parameter zur Dimensionierung des In-Situ-Reaktors unter quasi in-Situ-Bedingungen.

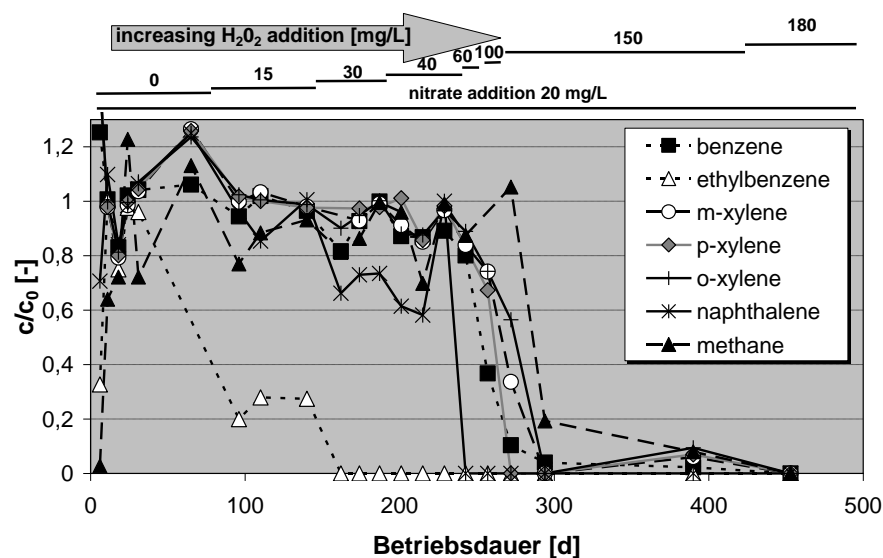


Abb. 1: Effekt der zunehmenden  $H_2O_2$ -Dosierung auf den mikrobiellen Schadstoffabbau

## 3 BAU

Im Ergebnis der Versuche sieht das Reaktorconcept einen stark gegliederten Reaktor vor, der aus einer Eisenfällungsstufe mit Schrägklärer, drei in Reihe geschalteten Bioreaktoren und einer Aktivkohlestufe besteht. Im Anstrom des Schrägklärers sowie vor allen drei Bioreaktoren wurde jeweils eine offene Wasserzone (Freiwasserzone) angeordnet, die zur Fassung des anströmenden Wassers, der Zuleitung zu je einer von vier Dosierstellen (Zugabe von  $O_2$ , Nitrat und Phosphat zur Enteisung bzw. Stimulierung des biologischen Abbaus) und der

anschließenden Rückverteilung im Fließquerschnitt dienen. Das Reaktorkonzept folgt damit der allgemeinen Entwicklung weg von passiven, schlecht kontrollierbaren Systemen hin zu Systemen, die Eingriffe und eine Steuerung erlauben.

Der Bau des Funnel & Gate-Systems erfolgte von Oktober 2006 bis März 2007. Zur Reduzierung der aufgrund gestiegener Stahlpreise erhöhten Baukosten wurde abweichend von den ausgeschriebenen Stahlspundwänden die Errichtung der Funnel und der Gate-Wände in Mixed-in-Place-(MiP)-Bauweise beauftragt. Unter MiP versteht man eine Vermischung von Bindemitteln und Boden an Ort und Stelle.

Das insgesamt ca. 60 m lange Funnel (je 30 m westlich und östlich an das Gate anschließend) wurde als 550 mm starke MiP-Wand ( $k_f$ -Werten  $< 1 \times 10^{-8}$  m/s) ausgeführt, die mindestens 1 m in den unterhalb des quartären Grundwasserleiters anstehenden Rupelton einbindet.

Für die Abscheidung des Eisenschlammes steht ein Schrägklärer mit einer Sedimentationsfläche von 200 m<sup>2</sup> zur Verfügung.

Im eigentlichen Reaktor wurden die Freiwasserzonen und die Aktivkohlezonen aus einer doppelten Reihe von Stahlträgern errichtet. Die verwendeten Doppel-T-Träger sind quergelocht, um Querströmungen innerhalb der Freiwasserzonen zu ermöglichen. Die Freiwasserzonen sind in sich durch eine quer zur Strömungsrichtung verlaufende Wand aus HDPE in eine Zustrom- und eine Abstromkammer gegliedert. Durch einen Durchlass, der auch als Dosierstation dient, gelangt das Wasser aus der Zustromkammer in die jeweilige Abstromkammer. Auf die Träger der Freiwasserzonen wurden Schlitzbrückenfilterbleche montiert, die die Begrenzungen zu den Bioreaktoren bilden.



Abb. 2: Montage der Schlitzbrückenfilterbleche

Die Zwischenräume zwischen den Freiwasserzonen wurden mit einem Kies der Körnung 2/8 aufgefüllt, der als Aufwuchskörper für die Mikroorganismen dient. Unter der Annahme eines wassergefüllten Porenraums von 35 % in den Bioreaktoren ergibt sich bei einem Durchsatz von 230 Liter/h eine mittlere Verweilzeit des Grundwassers im Reaktor von 6 – 8 Tagen. Der Reaktor ist für Wartung, Probenahme und Anlagenkontrolle zugänglich. Der Betriebsraum oberhalb der Sedimentationszone enthält die Betriebschemikalien, die zugehörigen Dosiereinrichtungen sowie die Abluftanlage und ermöglicht außerdem den Zugang zum Schrägklärer.

#### 4 PROBEBETRIEB

Der Probetrieb dauerte von Mai 2007 bis September 2009 und damit ein Jahr länger als ursprünglich geplant. Dies lag im Wesentlichen an zwei vorher nicht absehbaren Problemen:

- Eine Zone schlechter hydraulischer Durchlässigkeit im Abstrom der Aktivkohlezonen und
- die unbefriedigende Genauigkeit und Zuverlässigkeit der Dosiereinrichtungen.

Bereits kurz nach der Inbetriebnahme im April 2007 wurde festgestellt, dass die prognostizierte Durchflussrate von ca. 230 Liter/h bei passiver Durchströmung, d. h. lediglich unter Ausnutzung des natürlichen Grundwassergefälles nicht erreicht wurde. Die Ursache dafür war zunächst unbekannt.

Um den Reaktor betreiben zu können, wurde der Schrägklärer zur Freiwasserzone 1 (FWZ 1) hin abgesperrt und der Zustrom zum Reaktor durch eine Pumpe erzwungen, die aus der FWZ 1 in den Schrägklärer förderte. Allerdings ergab sich daraufhin ein Aufstau im Reaktor.

Untersuchungen im zweiten Halbjahr 2007 ergaben, dass die Ursache für diesen Aufstau ein Bereich mit baubedingt verminderter Durchlässigkeit im Abstrom des Reaktors war. Darauf hin wurden in den Kiesfilter abstromig der Aktivkohlezone vertikale Filterrohre eingebaut und durch ein geschlossenes horizontales Sammelrohr miteinander verbunden. Aus diesem Sammelrohr fließt das Wasser über eine Leitung in eine außerhalb des Gates eingebaute Filterkiespackung, über die der Anschluss an den Grundwasserleiter hergestellt wird.

Eine exaktere Dosierung von  $\text{H}_2\text{O}_2$ , Nitrat und Phosphat konnte durch den Einbau einer neuen Pumpentechnik (Schlauchquetschpumpen) erreicht werden.

## 5 BETRIEBSERFAHRUNGEN

### 5.1 Reaktorbetrieb

Nach der Herstellung des modifizierten Gateablaufs wurde der aktive Betrieb des Bioreaktors beibehalten. Bei einem konstanten Durchfluss ist von konstanten Dosiermengen und Abbaubedingungen und damit von einer Reduzierung des Überwachungsaufwands auszugehen. Während des Vorhabens ermöglichte diese Betriebsweise die biologischen Abbauvorgänge bei konstanten Bedingungen im Zulauf zu beobachten und auf dieser Grundlage die Leistungsfähigkeit der biologischen Abbauvorgänge und die Effektivität des gesamten Systems besser zu beurteilen.

Die Vorteile des modifizierten Systems liegen andererseits in der besseren Steuerbarkeit und größeren Flexibilität des Gesamtsystems, das die aktive Beeinflussung der Zuflussraten und eine Anpassung an veränderte hydraulische Randbedingungen (z.B. durch Grundwasserentnahmen im Umfeld) ermöglicht.

### 5.2 Auswirkungen des Reaktorbaus auf die Hydrochemie

Im Vergleich zu der Referenzbeprobung vor dem Bau des Reaktors wiesen die Redoxparameter nach dem Bau auf einen Eintrag von Luft-Sauerstoff hin. Damit verbunden war der Rückgang von natürlich im Untergrund stattfindenden Fe(III)- und Sulfat-reduzierenden Abbauprozessen, was sich in geringeren Eisen- und höheren Sulfatgehalten zeigte. Gleichzeitig lagen die Schadstoffgehalte und die Konzentrationen der organischen Summenparameter deutlich niedriger als vor Bau des Reaktors.

Die Hydrochemie näherte sich nach ca. 3 Jahren wieder dem Zustand vor dem Bau des Reaktors an. So sind die  $\text{PAK}_{2-16}$ -Gehalte im Zulauf nach  $< 100 \mu\text{g/Liter}$  beim Start des Probebetriebs kontinuierlich auf über  $400 \mu\text{g/Liter}$  angestiegen.

### 5.3 Etablierung und Dosierung

Zur Stimulierung des aerob und aerob/denitrifizierenden Abbaus werden Sauerstoff und Nitrat dosiert. Mit der Zugabe von o-Phosphat zu Beginn des Reaktorsbetriebs wurde eine Nährstofflimitierung durch Phosphor ausgeschlossen. Seit 2011 wird auf die kontinuierliche Phosphatdosierung verzichtet. Stickstoff als weiterer essentieller Nährstoff steht den Mikroorganismen in Form des natürlich im Grundwasser vorkommenden Ammoniums zur Verfügung.

Als Betriebschemikalien werden  $180 \text{ mg/Liter}$  bis max.  $320 \text{ mg/Liter}$  10 und 35 %-ige  $\text{H}_2\text{O}_2$ -Lösung (als Träger von  $\text{O}_2$ ), Na-Nitrat (etwa  $40 \text{ mg/Liter}$ ) und ein Gemisch aus  $\text{KH}_2\text{PO}_4$  und  $\text{Na}_2\text{HPO}_4$  ( $< 1 \text{ mg/Liter}$ ) im Stoffmengen-Verhältnis von 1:2 eingesetzt.

Nach den Erfahrungen der Versuche erfolgte die Adaption des aerob/denitrifizierenden Schadstoff-Abbaus im Demo-Reaktor durch eine stufenweise moderate Steigerung der Dosier-Substanzen.

Die mikrobielle Etablierung der vier Gate-Module fand entsprechend der Beaufschlagung durch Schadstoffe und Mikroorganismen von vorne nach hinten statt. Nach ca. 600 Tagen Betriebszeit wurde nach Etablierung des biologischen Abbaus im Schrägklärer und Bioreaktor 1 auch eine zunehmende mikrobielle Etablierung von Bioreaktor 2 beobachtet. Ein stabiler Abbau der Restbelastungen in Bioreaktor 3 erfolgte erst nach einer deutlichen Erhöhung des Volumensstroms und der Fracht sowie der Verbesserung der Dosierung. Nach einer Laufzeit von ca. 800 Tagen kann das gesamte Bioreaktor-System als etabliert angesehen werden.

#### 5.4 Abbauleistung

Ein Großteil der Schadstoffe wird bereits durch die aerobe Stimulierung im Schrägklärer abgebaut. Hier wird insbesondere eine Reduktion der PAK (überwiegend Naphthalin) und der BTEX-Aromaten zu je rund 70 % gegenüber dem Zulauf beobachtet. Die anderen teerölbürtigen Schadstoffe (NSO-HET, übrige AKW) werden um rund die Hälfte reduziert.

Im Schrägklärer wird auch das Fe(II) in Folge der  $H_2O_2$ -Dosierung zu Fe(III) oxidiert und als Fe(III)-Schlamm sedimentiert. Die im Mittel dosierte  $O_2$ -Menge von etwa 35 mg/Liter wird neben der Eisen-Oxidation (für 12 mg/Liter Eisen(II) etwa 2 mg/Liter  $O_2$ ) für den aeroben Schadstoffabbau umgesetzt.

In Bioreaktor 1 überwiegt durch aerob/denitrifizierende Prozesse der Abbau der übrigen AKW und der  $PAK_{2-16}$  zu je rund 40 %. Die BTEX-Aromaten und NSO-HET werden zu jeweils mehr als 20 % eliminiert.

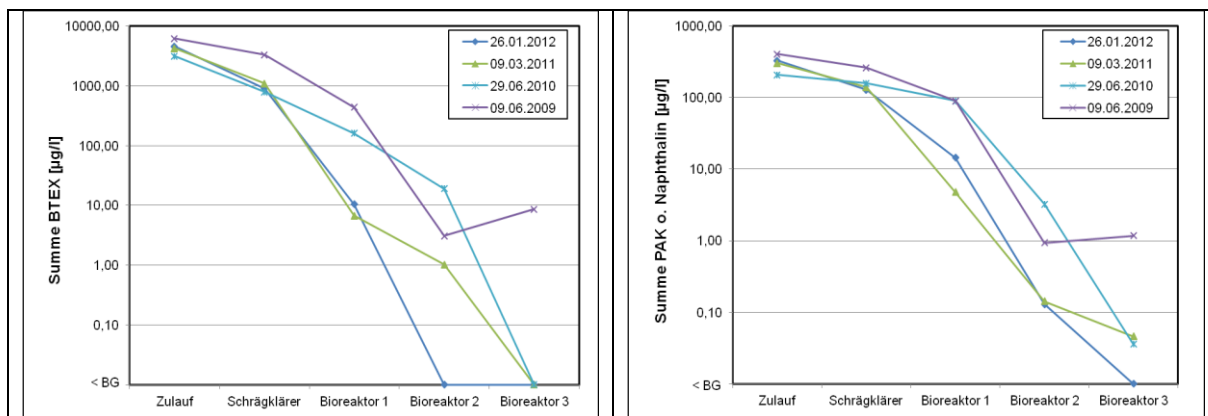


Abb. 3: Abbauleistung des Reaktors

In Bioreaktor 2 und Bioreaktor 3 werden dann durch überwiegend aerobe Abbauprozesse die verbleibenden Schadstoffe entfernt. In Bioreaktor 2 sind dies noch etwa 5 – 10 % BTEX-Aromaten, PAK und NSO-HET und in Bioreaktor 3 schließlich nur noch die verbliebenen Spurenkonzentrationen. Im September 2009 waren erstmalig keine teerölbürtigen Schadstoffe im Ablauf von Bioreaktor 3 mehr nachweisbar.

Methanotrophe und nitrifizierende Abbau-Prozesse führen darüber hinaus zu einer Umsetzung von Methan und Ammonium. Dabei erfolgt der Methan-Abbau zeitlich verzögert (Bioreaktor 1 und 2). Nitrifizierende Prozesse wurden nach etwa 700 Tagen beobachtet und erfolgten im Anschluss an die Umsetzungen der organischen Substanzen verlangsamt im Wesentlichen in Bioreaktor 2 sowie noch unvollständig in Bioreaktor 3.

Die beobachtete Elimination geht vollständig auf einen aerob/denitrifizierenden Schadstoff-Abbau zurück. Dies belegt zum einen die beobachtete Eliminationsreihenfolge, zum Anderen wird der mikrobielle Abbau über die Nachweise der für den Schadstoffabbau verantwortlichen Mikroorganismen belegt. Andere mögliche Eliminationsprozesse wie Retardation oder Verflüchtigung spielen keine oder nur eine sehr untergeordnete Rolle.

Die chemischen Analysen wurden durch regelmäßige Bestimmungen der Toxizität mit Hilfe des Leuchtbakterienhemmtests ergänzt.



## 6 AUSBLICK

Die bisherigen Betriebserfahrungen fließen in die weitere Planung und Umsetzung der Sanierungs- und Sicherungsmaßnahmen am Standort der ehemaligen Teerfabrik Lang in Offenbach ein. Im Vorfeld der Systemerweiterung werden dazu aktuell mehrere technische Sicherungssysteme im Rahmen einer Variantenstudie auf ihre hydraulische und technische Umsetzbarkeit und Eignung geprüft.

Dabei werden ergänzend zur ursprünglichen Planung (Sicherung des Schadens durch ein zusätzliches 2. Gate) sowohl passive als auch aktive Verfahrensvarianten betrachtet (Strömungsmodellierung), bei denen die Sicherung des Grundwasserschadens allein über das bereits bestehende Gate erfolgt. Es zeichnet sich ab, dass bei der Erweiterung des bestehenden Funnel & Gate-Systems auf den Bau des zweiten Bioreaktors verzichtet werden kann.

## LITERATUR

- Drexler, G. (2009) *Bewertung der Effizienz eines Biosorptionsreaktors zur Grundwasserreinigung in einem Funnel und Gate System am Standort einer ehemaligen Teerfabrik*, Diplomarbeit im Studiengang Umwelttechnik der Hochschule RheinMain, Rüsselsheim.
- HIM GmbH – Bereich Altlastensanierung, CDM Consult GmbH, Bauer und Mourik Umwelttechnik GmbH, Quermedia Filmproduktion GmbH (2007) *Projektfilm "Sanierung der ehemaligen Teerfabrik Offenbach – Bau eines Funnel-&-Gate-Systems mit Biosorptionsreaktor"*.
- Hessisches Ministerium für Umwelt, Energie, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (2009) *Abschlussbericht F+E-Vorhaben*, Wiesbaden 2009.
- Müller, A., Tihm, A., Alt, S., Schad, H., Weingran, C. (2007) *Funnel-and-Gate biobarrier at a former tar factory site – pilot test and field construction*. In: 3rd European Conference on Natural Attenuation and In-Situ Remediation (book of abstracts), DECHEMA, Frankfurt a. M., 19-21 Nov 2007: 40.
- Schad, H., Jacob, H., Weiß, J., Tihm, A., Müller, A., Schmitt-Biegel, B. & Weingran C. (2009) Grundwassersanierung mittels Funnel-and-Gate zum mikrobiologischen Abbau von BTEX und PAK am Standort der ehemaligen Teerfabrik Lang in Offenbach – Teil 1: Vom Konzept zum Bauwerk. In: Franzius et al. (Hrsg.): *Handbuch der Altlastensanierung*, 58. Aktualisierung, 3. Aufl., Mai 2009.
- Schad, H., Klein, R., Alt, S., Weiß, J., Tihm, A., Müller, A. & Schmitt-Biegel, B. (2005) *Biosorption barrier at a former tar factory in Offenbach: An innovative concept for long-term in-situ treatment of highly contaminated groundwater*. In: Uhlmann, O., Annokkée, G. & Arendt, F. (Hrsg.) *Proceedings (CD) of the 9th international FZK/TNO conference on soil-water systems*, Bordeaux, 3 – 7 Oct. 2005: 1482-1486.
- Tihm, A., Müller, A., Sagner, A., Schad, H., Klein, R., Alt, S., Weiß, J. & Schmitt-Biegel, B. (2006) BTEX, PAH and heterocyclic hydrocarbons removal in a pilot biobarrier on a former tar factory site. In: *Book of Abstracts*, International Symposium on Environmental Biotechnology (ISEB, ESEB, JSEB), July 9-14, Leipzig, Germany: 464.
- Tihm, A., Müller, A., Alt, S., Schad, H., Klein, R., Weingran, C. & Schmitt-Biegel B. (2007) Pilot Test and Field Construction of a Funnel-and-Gate Biobarrier on a former Tar Factory Site. In: *BATTELLE: The Ninth International In Situ and On-Site Bioremediation Symposium*, May 7-10, 2007, Baltimore.
- Tihm, A., Müller, A., Alt, S., Jacob, H., Schad, H. & Weingran C. (2008) Development of a Groundwater Biobarrier for the Removal of PAH, BTEX, and Heterocyclic Hydrocarbons. In: *Water Science & Technology – WST 58.7/ 2008*, S. 1349-1355.
- Weingran, C., Alt, S., Schad, H., Klein, R., Tihm, A & Müller, A. (2007) Entwicklung und Erprobung eines In-situ-Bioreaktors - Kombination von Mikrobiologie und A-Kohle-Adsorption am Standort einer ehemaligen Teerfabrik. In: *TerraTech 5/2007*.
- Weingran, C., Jacob, H., Feig, R., Tihm, A., Müller, A. & Schad, H. (2009) Full-Scale Construction and First Results of a Funnel-and-Gate Biobarrier at an Abandoned Tar Factory Site. In: *Battelle "In Situ and On-Site Bioremediation"*, Baltimore, USA, 5.-8. Mai 2009.

# Sanierung saurer Seen und schadstoffhaltiger Schlämme mittels CO<sub>2</sub>-Injektion

E. Beitinger  
Ingenieurbüro E. Beitinger, Schriesheim, Deutschland

J. Thomas  
Arcadis, vormals URS, Kassel, Deutschland

V. Preuß  
Brandenburgische TU, Cottbus, Deutschland

H. Großkinsky  
Gebr. Kemmer GmbH, Berlin, Deutschland

**KURZFASSUNG:** URS Deutschland GmbH hat einen „Schwimmenden Bioreaktor“ zur Sanierung von mit Schadstoffen belasteten Oberflächengewässern entwickelt und diesen u.a. auch zur Sanierung saurer Bergbauseen in der Lausitz erprobt. Die Seen haben pH-Werte von teilweise < 3, die durch die Pyritbildung beim Abbau der Braunkohle entstehen. Der schwimmende Bioreaktor ist ursächlich für die Aerobisierung von organisch belasteten Sedimenten entwickelt worden, die mittels einer Mammutpumpe gefördert und durch einen nach unten offenen Reaktorraum wieder am Seeboden abgesetzt werden. Üblicherweise wird die Mammutpumpe mit Luft angetrieben.

Bei Verwendung von Kohlendioxid kann bei Vorhandensein von kalkhaltigen Schlämmen die Bildung von CaCO<sub>3</sub> gefördert und damit eine Neutralisierung des Gewässers erzielt werden. Der Nachweis der Funktionsfähigkeit konnte innerhalb eines vom Bundesministerium für Forschung und Bildung (BMBF) geförderten Projektes erbracht werden. Die Partner von URS waren in diesem Projekt die Gebr. Kemmer GmbH in Berlin für die technologische Umsetzung und die Brandenburgische Technische Universität Cottbus als wissenschaftliche Begleitung. Somit kann in speziellen Fällen die Kalkung von sauren Seen durch die beschriebene Technologie ersetzt werden. Die klimaschädlichen Auswirkungen bei der Herstellung von Kalhydrat können somit umgangen werden und es wird Kohlendioxid langfristig aus der Umwelt entnommen. Die Technologie der CO<sub>2</sub>-Begasung lässt sich auch für kalkhaltige Ablagerungen an Land einsetzen.

## 1 EINLEITUNG

Im Rahmen der Bearbeitung des Projektes „Schwimmender Bioreaktor“ stellt die Fördereinrichtung des Bioreaktors, welche als Druckluftheber (Mammutpumpe) konzipiert ist, ein zentrales Element dar. Vor diesem Hintergrund wurde die eigenständige praktische Erprobung der Mammutpumpe ohne Kombination mit weiteren Elementen des „Schwimmenden Bioreaktors“ zur mechanisch-biologischen Behandlung von Sedimenten angestrebt. Diese Arbeiten ermöglichen eine Auswahl und Präzisierung der verschiedenen Bemessungsgleichungen von Mammutpumpen für den Anwendungsfall des „Schwimmenden Bioreaktors“.

Die Vorbereitung von Feldversuchen innerhalb des BMBF-Projektes CDEAL (Carbon Dioxide Elimination Using Acid Mine Lakes and Calcium Oxide Suspensions), Teilprojekt 2: „Der Einsatz von CO<sub>2</sub> und Aschesedimenten zur Behandlung des Tagebaufolgesees Burghammer“, bot die Möglichkeit, den Genehmigungsvorlauf dieses Projektes zu nutzen, um zeitnah Feldversuche zur Erprobung der Mammutpumpe im Tagebausee Burghammer durchführen zu können. Gleichzeitig eröffneten sich damit Synergieeffekte, die durch die gemeinsame Nutzung von Versuchsequipment den Aufwand für beide Forschungsthemen minimieren konnte.

Der Tagebausee Burghammer ist Bestandteil der Speicherkette Dreiweibern-Lohsa II-Burghammer. Diese soll zukünftig zur Niedrigwasseraufhöhung der Spree genutzt werden. Da die Ausleitung der gesamten Speicherkette über den Tagebausee Burghammer erfolgen wird, ergeben sich hinsichtlich der Gewässergüte für diesen See besondere Anforderungen.

Die Hohlform des Tagebaus Burghammer wurde jahrelang zur Verspülung von Kraftwerksasche aus dem Industriekomplex Schwarze Pumpe genutzt. In der Nordhälfte des Tagebausees lagert dadurch auf einer Fläche von mehr als 120 ha ein Aschesedimentkörper mit bis zu 40 m Mächtigkeit (s. Abb. 1). Bei einer gegenwärtigen Wasserspiegellage um 108 mNN steht das Aschesediment bei ca. 3 bis 4 m Wassertiefe an.



Abb. 1: Braunkohle-Tagebau in der Lausitz

## 2 SCHWIMMENDER BIOREAKTOR

### 2.1 Funktionsweise

Der Schwimmende Bioreaktor ist eine Eigenentwicklung der URS Deutschland GmbH. Er besteht im Wesentlichen aus einem senkrechten Förderrohr und einem nach unten offenen Reaktorraum, über welchen sich die geförderten und belüfteten Sedimente wieder am Gewässerboden absetzen können. Das Förderrohr dient als Pumpe, die über die kurz oberhalb der unteren Rohröffnung injizierte Luft und die aufsteigenden Luftperlen ihren Antrieb erhält (Mammutpumpe). Gleichzeitig wird der aufsteigende Wasserstrom mit Sauerstoff aus der eingedrückten Luft angereichert und es werden die leichtflüchtigen Schadstoffe ausgestrippt. Deshalb verfügt der Bioreaktor in der Regel über eine Anlage zur Fassung und Reinigung der Abluft aus dem Förderrohr.

In Sonderfällen, wie im beschriebenen Fall kann der Schwimmende Bioreaktor auch für physikalische Sanierungsverfahren eingesetzt werden und es kann anstelle der Druckluft auch ein Antrieb der Mammutpumpe mit Kohlendioxid erfolgen.

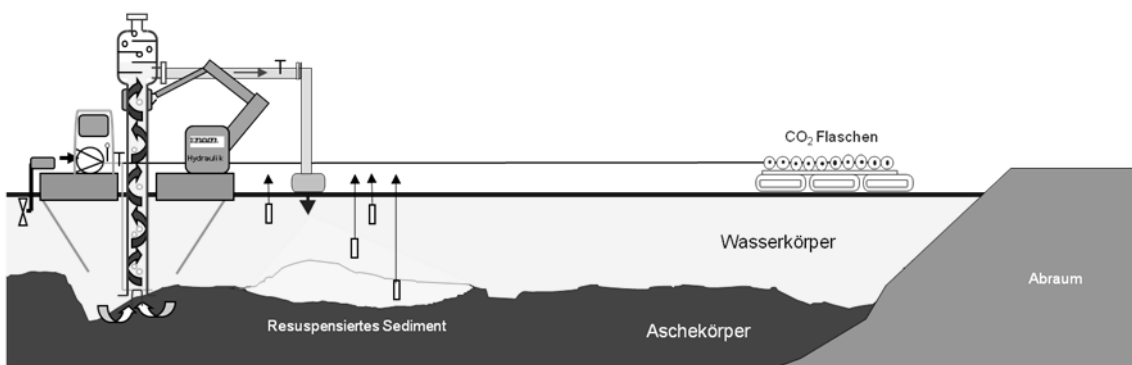


Abb. 2: Funktionsweise des Schwimmenden Bioreaktors

### 2.2 Anwendungsgebiete

Für den schwimmenden Bioreaktor ergeben sich folgende Anwendungsgebiete:

- Aerobisierung von Faulschlamm, die sich am Boden des Oberflächengewässers abgesetzt haben,

- Dekontamination von mit organischen und leichtflüchtigen Schadstoffen belasteten Sedimenten, z.B. nach Ölnfällen oder andersartigen Spills,
- Verbesserung der Wasserqualität durch die Reduktion der Nährstoffgehalte (z.B. Phosphate) mittels zusätzlicher Adsorbentien,
- Einsatz in Absetzbecken mit unterschiedlichen Schlammeigenschaften und
- Neutralisierung saurer Seen.

### 3 PILOTVERSUCH

#### 3.1 *Burghammer See*

Mit einer Seefläche von 445 ha und einem Volumen von 36 Mio. m<sup>3</sup> bei Vollfüllung zählt der Tagebausee Burghammer (auch Bernsteinsee genannt) zu den großen Seen der des Lausitzer Seenlandes. Gegenwärtig erreicht der Füllstand 90 %. Das Wasservolumen des Sees liegt bei 31,5 Mio. m<sup>3</sup>. Obwohl dem See seit Juli 1997 über 31,4 Mio. m<sup>3</sup> Flutungswasser zugeführt worden sind, weist der See noch immer schwefelsaure Verhältnisse auf.

Die Beschaffenheit des Seewassers (Tab. 1) ist gekennzeichnet durch eingetragene Pyritverwitterungsprodukte. Der pH-Wert liegt mit 2,90 im typischen Bereich des Eisenpuffers. Mit Sulfatkonzentrationen um 1.200 mg/Liter und einer Acidität von 2,9 mmol/Liter kann der Tagebausee Burghammer als mäßig saurer Bergbausee eingestuft werden. Die Konzentration an organischem und anorganischem Kohlenstoff liegt auf dem für diese Gewässerkategorie üblichen geringen Niveau.

Tab. 1: Wasserbeschaffenheit des TRG Burghammer

Parameter	Konzentration/Wert	Parameter	Konzentration
Leitfähigkeit	µS/cm	Ca	mg/Liter
			283,7
pH	1	Mg	mg/Liter
			52,2
Temperatur	°C	Na	mg/Liter
			43,5
KB 4,3	mmol/Liter	K	mg/Liter
			12,1
NP	mmol/Liter	SO <sub>4</sub> <sup>-</sup>	mg/Liter
			1222
Fe	mg/Liter	Cl <sup>-</sup>	mg/Liter
			79,2
Mn	mg/Liter	TOC	mg/Liter
			2,6
Al	mg/Liter	TIC	mg/Liter
			0,8

#### 3.2 *Pilotversuch*

Die Durchführung der Versuche gliederte sich in drei wesentliche Abschnitte. Dabei wurden einerseits zur Charakterisierung des Förderverhaltens der Mammutpumpe bei unterschiedlichen Förderrohrängen und Variation der Eintauchverhältnisse die Kennfelder bei Zweiphasenströmung (Wasser-Luft) aufgenommen. Die dabei gewonnenen Messwerte bilden die Grundlage zur Überprüfung der Anwendbarkeit verschiedener Berechnungsansätze, welche der Literatur entnommen wurden.

Der zweite Bearbeitungsschwerpunkt zielte auf die Behandlung des Seewassers durch die Förderung von Aschesuspensionen ab, wobei zwischen der Förderung mit und ohne CO<sub>2</sub>-Konditionierung zu unterscheiden ist.

### 4 ERGEBNISSE

Die im September 2007 durchgeführten Versuche zur Neutralisation von Wasser des TRG Burghammer durch Resuspension von Aschesedimenten unter Verwendung einer Mammutpumpe als Fördereinrichtung haben die Machbarkeit dieser Behandlungstechnologie nachweisen können.

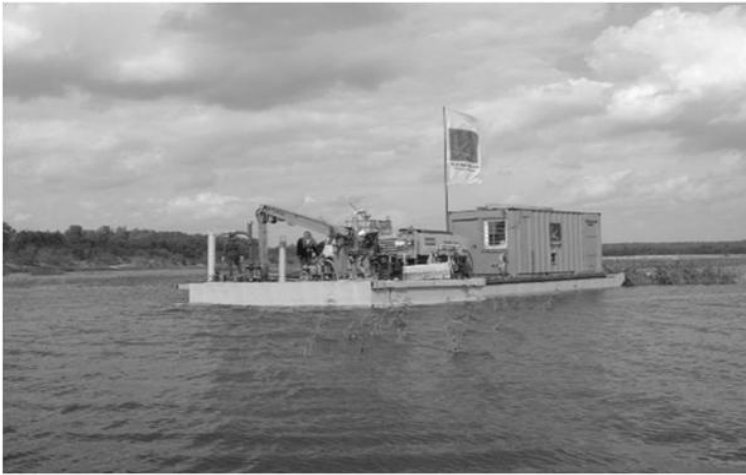


Abb. 3: Die Pilotanlage auf dem Burghammer See

Die unterschiedlichen Lagerungsdichten des Aschesedimentes erfordern angepasste Techniken zum Lösen des Feststoffs. Eine Abhängigkeit der neutralisierenden Wirkung vom Feststoffgehalt der geförderten Suspension besteht nicht. Allerdings erfordert die Reaktionskinetik des Neutralisationsmittels ausreichende Kontaktzeiten.

Die Reaktion von Aschesediment mit dem Seewasser bewirkt in Folge hydrochemischer Zwänge für das behandelte Wasser nur eine schwache Pufferung. Diese lässt sich durch CO<sub>2</sub>-Konditionierung erheblich steigern.

Eine nachteilige Veränderung der Wasserbeschaffenheit durch begleitende Inhaltsstoffe der Asche ist nicht zu besorgen. Im Zuge der Neutralisation konnten die Metall-/Schwermetallkonzentrationen des Seewassers gesenkt werden. Die Sulfatkonzentration blieb nahezu konstant.

## LITERATUR

- Dedegil, M. Y. (1974) *Theoretische und experimentelle Untersuchungen zur Förderung von Schüttgütern nach dem Lufthebeverfahren*. Universität Karlsruhe, Dissertation.
- Hatta, N., Fujimoto, H., Isobe, M., Kang, J.S. (1998) Theoretical Analysis of Flow Characteristics of Multiphase Mixtures in a Vertical Pipe. *Int. J. Multiphase Flow* 24(4), 539-561.
- Ingerle, K. (2006) Berechnung und Optimierung von Drucklufthebern in KA-Abwasser, *Abfall* 53(1), 42-47.
- Koch, R. (1973) *Entscheidungsvorbereitung für den Einsatz von Flusswasserbelüftungsanlagen, Teil 4: Untersuchungen einer hydromech. Flusswasserbelüftung*. Universität Dresden, Dissertation.
- Nenes, A., Assimacopoulos, D., Markatos, N., Karydakis, G. (1996) Simulation of Airlift Pumps for Moderate-Depth Water Wells. *Technika Chronika* 14, 1-20.
- Rautenberg, J. (1972) *Theoretische und experimentelle Untersuchungen zur Wasserförderung nach dem Lufthebeverfahren*. Universität Karlsruhe, Dissertation.
- Reinemann, D.J. & Timmons, M.B. (1989) Prediction of Oxygen Transfer and Total Dissolved Gas Pressure in Airlift Pumping in *Aquacultural Engineering* 8, 29-46.
- Schöpke, R., Koch, R., Striemann, A., Preuß, V. & Regel, R. (2002) Experimentelle Bestimmung des maximalen Säurebildungspotenzials bzw. Pufferungspotenzials von sulfidhaltigen Lockergesteinen. *Grundwasser* 2, 96-100.
- White, S.J. (2001) *Bubble Pump Design and Performance*. Master Thesis, Georgia Institute of Technology.
- Yoshinaga, T. & Sato, Y. (1996) Performance of an Air-Lift Pump for conveying coarse Particles. *Int. J. Multiphase Flow* 22(2), 223-238.

# Nutzung von Laborversuchen für die In-situ-Grundwasser-sanierung

D. Poetke & J. Großmann  
GICON GmbH, Dresden, Deutschland

C. Nitsche  
BGD GmbH, Dresden, Deutschland

**KURZFASSUNG:** Laborversuche, die unter naturnahen Bedingungen und Beachtung der Maßstabsfaktoren zwischen Labor- und Feldbereich durchgeführt werden, sind unverzichtbare Voraussetzung für eine Analyse der bei einer Grundwasserbehandlung wirkenden Prozesse (Prozessanalyse) sowie der Ermittlung von Migrationsparametern als Grundlage für eine belastbare Sanierungsentscheidung, einer gegebenenfalls nachfolgenden Sanierungsplanung, -begleitung und -auswertung. Ein diesen Anforderungen entsprechender Laborversuch wurde von BGD und GICON für die Ermittlung der mikrobiellen Abbauraten 1. Ordnung entwickelt und angewendet. Damit konnte erstmals die Wirkung der hydraulisch gering wirksamen Porosität nachgewiesen werden. Dies führte direkt zur Entwicklung eines neuen Verfahrens zur Infiltration von reaktiven Stoffen zur in situ-Grundwasserbehandlung, das im Rahmen des BMBF-Forschungsprojektes „Verbundprojekt: Entwicklung eines Verfahrens zur in-situ Schadstoffminderung MKW- und BTEX belasteter Standorte – Teilprojekt 2: Testfeldaufbau und -betrieb, Transportmodellierung“ der Vereinigten Molkereizentralen GmbH & Co. KG (VMZ) erfolgreich getestet werden konnte. Die prognostizierte Sanierungswirkung wurde hinsichtlich der Zeit zu 100 % und hinsichtlich des Sanierungszielwertes zu 86 % erreicht.

## 1 EINLEITUNG

Jede In-situ-Grundwasserbehandlung erfordert die Infiltration reaktiver Stoffe in den zu behandelnden Grundwasserbereich, um dadurch eine Verringerung der Stoff- bzw. Schadstoffkonzentration zu erzielen. Unter dem Begriff „In-situ-Grundwasserbehandlung“ wird die In-situ-Grundwasseraufbereitung und In-situ-Grundwassersanierung zusammengefasst. In der bisherigen Praxis erfolgt die Planung, Durchführung und Auswertung von in situ- Grundwasserbehandlungsverfahren allein auf der Betrachtung des Grundwasserbereiches als einem Reaktor mit nur einem Porenanteil, der vollständig durchströmt wird. Der hydraulisch gering wirksame Porenvolumenanteil wird dabei dem Feststoff zugeordnet (analog der Hydrathüllen). Dadurch ergaben sich folgende wesentliche Mängel:

1. Die Stoffmenge an reaktiven Stoffen, die für die In-situ-Grundwasserbehandlung benötigt wird, wird bei den Planungen unterschätzt. Daraus folgt, dass in der Realität wesentlich größere reaktive Stoffmengen infiltriert werden müssen, als in der Planung ausgewiesen wurden. Dieser Mehrverbrauch resultiert neben weiteren Reaktionen, wie z.B. die Pyritoxidation, vor allem aus dem Bedarf an reaktiven Stoffen, der erforderlich ist, um das zu Beginn der ersten Infiltration frei von reaktiven Stoffen befindliche Porenwasser des hydraulisch gering wirksamen Porenanteils aufzukonzentrieren.
2. Eine Optimierung und Prognose der zuzugebenden Stoffmenge der zu infiltrierenden reaktiven Stoffe ist nicht möglich.
3. Dadurch ist der Reaktionsraum, in welchem die Stoffumwandlungen stattfinden, nicht prognostizierbar und damit nicht begrenztbar.

Um die oben benannten Mängel beseitigen zu können, wurde von BGD und GICON ein spezieller Laborversuch für die Ermittlung der mikrobiellen Abbauraten 1. Ordnung entwickelt, aus dessen Ergebnissen erstmals die unter 1. beschriebene Wirkung der hydraulisch gering

wirksamen Porosität nachgewiesen werden konnte. Weiterhin wurden daraus weitere Ansätze entwickelt, um die unter 2. und 3. beschriebenen Mängel reduzieren zu können.

## 2 PROZESSUNTERSUCHUNGEN IM LABORMASSSTAB

Seit langem wird an einer belastbaren Ermittlung von mikrobiellen Abbauraten im Labormaßstab und deren Übertragung in den Feldmaßstab gearbeitet. Um dies zu ermöglichen, müssen neben den Temperaturbedingungen sowie der Verwendung von Grundwasser und Substrat des zu untersuchenden Standortes, die für den mikrobiellen Abbau organischer Stoffe im Feld zur Verfügung stehende Zeit und die im Feldbereich vorhandene Zonierung der Milieubedingungen beachtet werden. Die Zonierung der Milieubedingungen (aerob-anoxisch-anaerob) steht im Zusammenhang mit einer Zonierung der In-situ-Mikroorganismenflora entsprechend der Abbau-stufen unter Berücksichtigung des hydraulisch wirksamen und gering wirksamen Porenvolumens. Für die Ermittlung von mikrobiellen Abbauraten im Labormaßstab wurden Batchversuche, vor allem jedoch Säulenversuche verwendet, bei denen die oben benannten Randbedingungen nur unzureichend bzw. nicht berücksichtigt wurden. So werden zum Beispiel Batchversuche durchgeführt, die eine Zonierung, wie oben dargestellt, nicht vollständig ermöglichen. Demgegenüber können sich in Säulenversuchen die oben benannten Zonierungen einstellen, jedoch nur in den Fällen, in denen ein guter bis sehr guter mikrobieller Abbau erfolgt. Hinzu kommt, dass bei Säulenversuchen, in denen das Porenwasser ständig strömt, vor allem der hydraulisch wirksame Porenwasseranteil erfasst wird. Um aus den Ergebnissen von Säulenversuchen die mikrobiellen Transformationsraten 1. Ordnung quantifizieren zu können, ist eine modellgestützte Parameteridentifikation erforderlich, die alle Prozesse, die während des Säulenversuches stattfinden, berücksichtigen muss. Neben dem Problem, dass sich einige der Prozesse in ihrer Wirkung überlagern und somit nicht selektiv identifizierbar sind, ist von entscheidender Bedeutung, dass für die Parameteridentifikation Simulationsmodelle verwendet werden, die nur die Prozesse in der hydraulisch wirksamen Porosität berücksichtigen. Dementsprechend wurde von BGD und GICON ein neues Verfahren mit Vorrichtung auf der Grundlage seriell und intermittierend betriebener Reaktoren (statischer Batchversuch) entwickelt, das den oben angeführten Nachteil des Standes der Technik beseitigt. Die Batchversuchsanlage besteht aus mehreren in Reihe geschlossen bzw. offen intermittierend betriebener Reaktoren (Abb.1). Verwendet werden Originalproben aus dem zu untersuchenden Grundwasserbereich. Die Materialien, die für die Reaktoren, Leitungen bzw. Probengefäße verwendet werden, werden stoffspezifisch angepasst. Die Reaktoren werden entsprechend den im Untergrund vorhandenen Temperaturen betrieben (siehe Abb. 1, Bild).

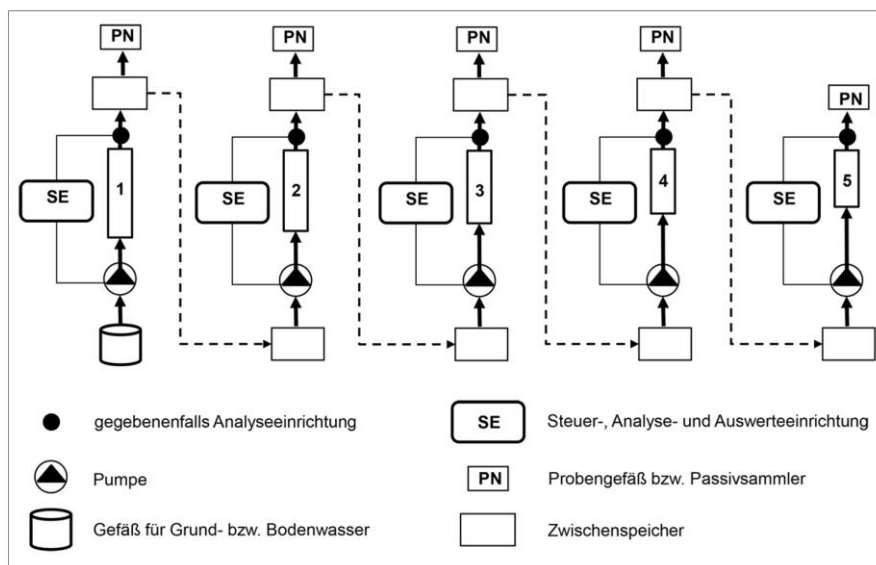


Abb. 1: Schematisierte Darstellung der entwickelten intermittierend und seriell betriebenen Batchversuchsanlage (statische Batchtests)

Die Versuche werden unter abiotischen und die biotischen Bedingungen mehrfach (meist mit zwei Wiederholungen) durchgeführt, um so diese beiden Anteile des Verbrauchs an Elektronenakzeptoren quantifizieren zu können. In nachfolgenden Abbildungen wurden die mit der entwickelten Versuchsanlage (s. Abb. 1) ermittelten Abbauraten für BTEX unter Verwendung von Nitrat als Elektronenakzeptor dargestellt (s. Abb. 2). Bei den zwei Wiederholungen wurden gleiche mikrobielle Abbauleistungen festgestellt, während die residualen Nitratkonzentrationen stufenweise anstiegen (s. Abb. 3). Im Ergebnis konnte nachgewiesen werden, dass die während der Wiederholungen in den Teilreaktoren festgestellte Erhöhung der Nitratkonzentrationen auf den Anteil der hydraulisch gering wirksamen Porosität (Porenvolumen) zurückzuführen ist. Somit kann festgestellt werden, dass die in Kap. 1 unter 1. dargestellte Bedeutung der hydraulisch gering wirksamen Porosität (Porenvolumen) nachgewiesen und eine Lösung zur Beseitigung des daraus resultierenden Mangels für die Planung des im Rahmen von In-situ-Sanierungen erforderlichen Menge an reaktiven Stoffen entwickelt wurde.

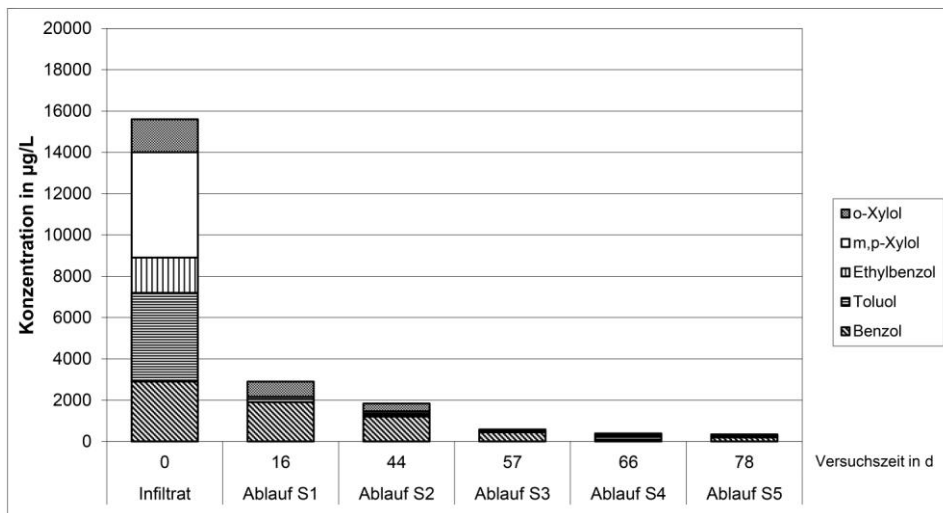


Abb. 2: Ergebnisdarstellung der mit der entwickelten intermittierend und seriell betriebenen Batchversuchsanlage (statische Batchtests) in den Teilreaktoren (S) ermittelten Entwicklung der BTEX-Konzentration als Funktion der Versuchszeit (gleiche Ergebnisse wurden bei den zwei Wiederholungen erzielt)

Die dabei erzielte Vergleichbarkeit zwischen Labor- und Feldbereich (Ergebnisse der Isotopenfraktionierung) wird durch die nachfolgende Tab. 1 untersetzt.

Tab.1: Vergleich der aus den Ergebnissen der intermittierend und seriell betriebenen Batchversuchen (statische Batchtests) ermittelten mit den im Feldbereich unter Verwendung der Isotopenfraktionierung bestimmten mikrobiellen Abbauraten 1. Ordnung

Parameter	Benzol	Toluol	Ethylbenzol	m-,p-Xylol	o-Xylol
k [d <sup>-1</sup> ] Labor	0,008-0,01	0,035-0,06	0,03-0,067	0,033-0,05	0,02-0,043
k [d <sup>-1</sup> ] Feld (Isotopenfraktionierung)	keine Angabe	0,015-0,078	0,007-0,014	0,053-0,087	0,022-0,061

Die Entwicklung wurde von BGD und GICON beim Deutschen Patent- und Markenamt als Patent „Verfahren und Vorrichtung zur Ermittlung von mikrobiellen Abbauraten 1. Ordnung in porösen Medien des Boden- und Grundwasserbereich“ unter der Nr. 10 2009 038 017.5-41 angemeldet.



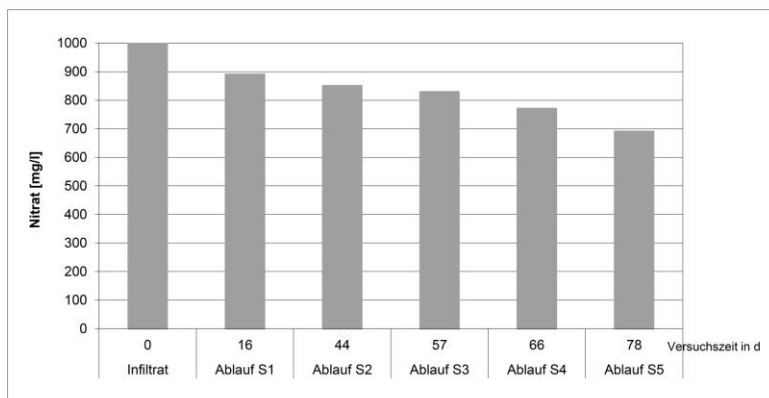
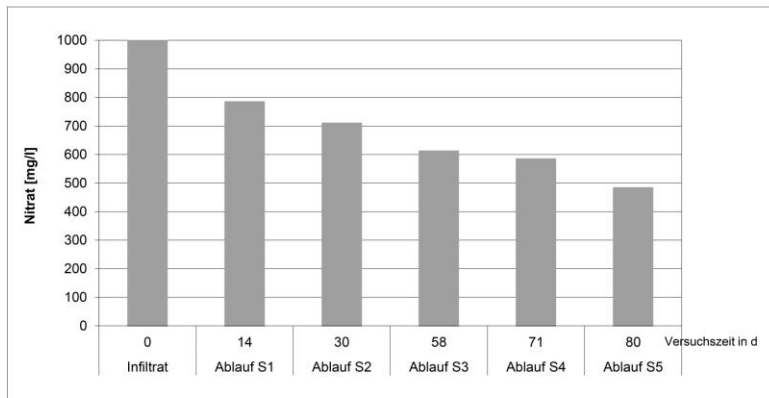
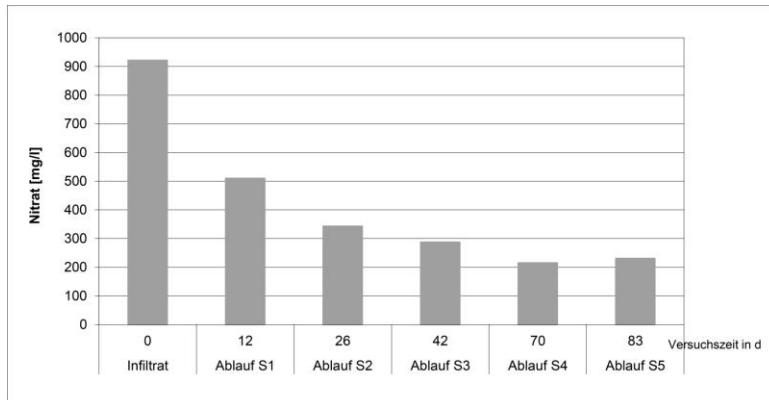


Abb. 3: Ergebnisdarstellung der mit der entwickelten intermittierend und seriell betriebenen Batchversuchsanlage (statische Batchtests) in den Teilreaktoren (S) ermittelten Entwicklung der Nitratkonzentration als Funktion der Versuchszeit (oben: 1. Versuchsstufe; Mitte: erste Wiederholung; unten: zweite Wiederholung)

### 3 PROZESSUNTERSUCHUNGEN IM FELDMASSSTAB

Die im Kap. 2 dargestellten Ergebnisse wurden im Rahmen des BMBF-Forschungsprojektes „Verbundprojekt: Entwicklung eines Verfahrens zur in-situ Schadstoffminderung MKW- und BTEX belasteter Standorte – Teilprojekt 2: Testfeldaufbau und -betrieb, Transportmodellierung“ der Vereinigten Molkereizentralen GmbH & Co. KG (VMZ) unter dem Förderkennzeichen 02WN0956 umgesetzt. Auf der Grundlage der Laborversuchsergebnisse wurden Tracerversuche für die Ermittlung der hydraulisch wirksamen ( $n_0$ ) und gering wirksamen Porosität ( $n_{st}$ ) modellgestützt geplant, begleitet und nach einem von Nitsche entwickelten Verfahren (Luckner/ Nitsche 1984), das nur den Teil der Tracerdurchbruchkurve verwendet, der durch den hydraulisch wirksamen Porenanteil beeinflusst wird, ausgewertet. Das Ergebnis ergab folgende Porositätsanteile:

- hydraulisch wirksamer Porositätsanteil ( $n_0$ ) = 0,13 und
- hydraulisch gering wirksamer Porositätsanteil ( $n_{st}$ ) = 0,25.

Damit liegt in dem zu betrachtenden Grundwasserleiter der eher seltene Fall vor, dass der hydraulisch gering wirksame Porositätsanteil größer ist als der hydraulisch wirksame. Auf der Grundlage der Ergebnisse aus den Laborversuchen und des im Versuchsfeld durchgeführten Tracerversuches wurde die Lage der Infiltrationsbrunnen und Grundwassermessstellen modellgestützt festgelegt. So wurde die erste Reihe der Grundwassermessstellen in einer Entfernung von den Infiltrationsbrunnen angeordnet, die einer Fließzeit von 16 Tagen, bezogen auf die Porenwassergeschwindigkeit, entspricht. Entsprechend der Laborversuchsergebnisse (s. Abb. 2) wurde eine Reduzierung der BTEX-Konzentration zwischen Infiltrationsbrunnen und erster Messstellenreihe um ca. 80 % erwartet. Im Rahmen des unter Anwendung des im Kap. 4 beschriebenen Verfahrens am Standort der VMZ in Berlin-Spandau durchgeführten Feldversuches wurde dieser Werte zu 86 % erreicht. Dabei ist zu berücksichtigen, dass die Infiltrationselemente einen Filterlänge von 1 m und die Probenahmeelemente eine Filterlänge von 2 m hatten, um die Fahnenausbreitung in Folge der vertikalen Dispersion berücksichtigen zu können. Entsprechend des Ergebnisses des Tracerversuches war diese jedoch geringer als bei der Planung der Feldversuchsanlage angenommen.

#### 4 VERFAHREN ZUR INFILTRATION VON REAKTIVEN STOFFEN FÜR DIE IN-SITU-GRUNDWASSERBEHANDLUNG

Die Ergebnisse der in Kap. 2 dargestellten laborativen Prozessuntersuchungen, einschließlich der daraus resultierenden Erkenntnisse sowie deren erfolgreichen Umsetzung (s. Kap. 4) führten zu einem neuen Verfahren, das unter der Bezeichnung „Verfahren zur Infiltration von reaktiven Stoffen zur in situ-Grundwasserbehandlung“ unter der Nr. 10 2010 001 786.8 beim Deutschen Patent- und Markenamt von GICON und BGD angemeldet wurde. Das Verfahren wird in zwei Phasen, die Konditionierungsphase und die Bewirtschaftungsphase, unterteilt. Das Ziel der Konditionierungsphase besteht in der Verteilung des/der zu infiltrierenden reaktiven Stoffes bzw. Stoffe in das hydraulisch wirksame Porenvolumen ( $PV_{n_0}$ ) und das hydraulisch gering wirksame Porenvolumen ( $PV_{nst}$ ) des zu behandelnden Reaktionsraums, um eine möglichst optimale Vermischung des/der reaktiven Stoffes bzw. Stoffe mit dem schadstoffhaltigen Grundwasser zu erreichen. Zum Ende der Konditionierungsphase ist der Umsatz weiterer im Reaktorraum befindlicher Stoffe, wie Pyrit, organischer Stoffe und weiterer nahezu abgeschlossen. Die zu infiltrierende Menge des/der reaktiven Stoffes bzw. Stoffe in der Konditionierungsphase ergibt sich aus folgendem Bedarf:

1. Aus dem Verbrauch, der für die Reaktion weiterer im Reaktorraum befindlicher Stoffe (wie Pyrit, organischer Stoffe und weiterer) benötigt wird,
2. Aus dem Verbrauch durch die eigentliche Reaktion der Grundwasserbehandlung (Abbau organischer Schadstoffe),
3. Aus dem aufzukonzentrierenden Porenwasser (vor allem in  $n_{st}$ ), dass bisher frei von dem/den zu infiltrierenden reaktiven Stoff bzw. Stoffen ist.

Im Anschluss an die Konditionierungsphase beginnt die Bewirtschaftungsphase. Die Zielstellung der Bewirtschaftungsphase besteht in der Behandlung des dem Reaktionsraum zuströmenden schadstoffhaltigen Grundwassers im Reaktionsraum. Hierbei wird vor allem die im hydraulisch gering wirksamen Porenvolumen des Reaktorraums ( $n_{st}$ ) enthaltene reaktive Stoffmenge bewirtschaftet. Bezüglich der reaktiven Stoffmenge in  $n_0$  wird davon ausgegangen, dass dieser nur verdrängt wird. D. h., die aus der hydrodynamischen Dispersion resultierenden Reaktionen im Grenzbereich zwischen zu behandelnden Stoffen bzw. Kontaminanten und dem reaktiven Stoff in  $n_0$  werden hier vernachlässigt. Um zu verhindern, dass weder die im Reaktionsraum nach der Konditionierungsphase befindliche Stoffmenge vollständig verbraucht ist, noch die zu behandelnden Stoffe bzw. Kontaminanten nur teil- bzw. unbehandelt den Reaktionsraum verlassen, wird die Zeit für das Nachströmen um einen Minderungsfaktor verkürzt. Entsprechend wird nur ein Teil des Reaktionsraumes, der für die Konditionierung genutzt wurde, von schadstoffhaltigem Wasser durchströmt.

## 5 ZUSAMMENFASSUNG

Laborversuche, die unter naturnahen Bedingungen und Beachtung der Maßstabsfaktoren zwischen Labor- und Feldbereich durchgeführt werden sind unverzichtbare Voraussetzung für die Beantwortung folgender Fragen:

- Warum laufen welche Prozesse in welchem Umfang unter welchen Limitierungen in welchem Raum und in welcher Zeit ab (Prozessverständnis) und
- Warum ist was, wo, wann, womit und durch wen im Feldbereich zu messen, zu beproben bzw. zu analysieren.

Auf dieser Grundlage wurden durch GICON und BGD die folgenden Produkte entwickelt und beim Deutschen Patent- und Markenamt als Patente angemeldet:

- Laborversuch „Verfahren und Vorrichtung zur Ermittlung von mikrobiellen Abbauraten 1. Ordnung in porösen Medien des Boden- und Grundwasserbereich“ (Nummer 10 2009 038 017.5-41) und
- „Verfahren zur Infiltration von reaktiven Stoffen zur in situ-Grundwasserbehandlung (Nummer 10 2010 001 786.8)

Beide Patente konnten im Rahmen von Praxisbeispielen erfolgreich geprüft werden. Damit war es erstmals möglich:

- Die für die In-situ-Sanierung eines BTEX-Grundwasserschadens erforderliche Menge an Nitrat (Elektronenakzeptor) so zu bemessen, dass ein behördlich vorgegebener Grenzwert für die Nitratkonzentration im Abstrom der Reaktionszone nicht überschritten wird.
- Auf der Grundlage von Erwartungswerten ein Grundwassermessnetz zu planen und zu betreiben, wobei die Erwartungswerte für den BTEX-Abbau bisher bis zu 86 % erreicht wurden.
- Die durch mikrobiellen Abbau bewirkte relative Reduzierung der BTEX-Konzentration zwischen Infiltrationsbrunnen und Grundwassermessstellen im Feldbereich nachzuweisen.

## 6 DANKSAGUNG

Die Autoren danken allen Projektpartnern und Institutionen, die an der Bearbeitung des BMBF-Forschungsprojektes „Verbundprojekt: Entwicklung eines Verfahrens zur in-situ Schadstoffminderung MKW- und BTEX belasteter Standorte – Teilprojekt 2: Testfeldaufbau und -betrieb, Transportmodellierung“ der Vereinigten Molkereizentralen GmbH & Co. KG (VMZ) unter dem Förderkennzeichen 02WN0956 mitwirken. Einen besonderen Dank gilt dem BMBF, vertreten durch den Projektträger Karlsruhe, Wassertechnologie und Entsorgung (PTKA-WTE) sowie der VMZ für die hierbei gewährte Unterstützung.

## LITERATUR

- DECHEMA (2008) *Handlungsempfehlungen mit Methodensammlung „Natürliche Stoffminderung bei der Sanierung von Altlasten“ des BMBF-Förderschwerpunktes KORA*. DECHEMA e.V., Forschungs- und Projektkoordination, Theodor-Heuss-Alle 25, 60486 Frankfurt am Main, 2008; ISBN 978-3-89746-092-0.
- Poetke, D. (2012) *Förderschwerpunkt KORA*. Abschlussbericht P 1.4 „Entwicklung eines in-situ Sanierungsverfahrens von kohlenwasserstoffbelasteten Aquiferen durch nitratgestützten mikrobiellen Abbau am Beispiel des Standortes Berlin-Spandau“, GICON GmbH und TU Dresden, Institut für Abfall und Altlasten.
- Nitsche, C., Luckner, L. & van Genuchten, M.T. (1993) *An Expert System for Planning, Controlling and Analysing Laboratory Measurements of the Soil Hydraulic Properties*. Proceedings of the international workshop on Indirect Methods for Estimating the Hydraulic Properties of Unsaturated Soils, Riverside, California, Oct. 11-13, 1989.
- Luckner, L. und Nitsche, C. (1984) *Beitrag zur laborativen Ermittlung von Porositätsparametern*. Wissenschaftliche Zeitschrift der TU Dresden, 33 Heft 3.

# NA-Screening: Der Nachweis von Natural Attenuation im Grundwasserabstrom von Abfallablagerungen

S. Kühn, T. Struppe & C. Charlé

Struppe & Dr. Kühn Umweltberatung GbR, Berlin, Deutschland

**KURZFASSUNG:** Ziel des NA-Screenings ist es, diejenigen Altablagerungsstandorte, an denen die Wirkung von NA zur Schadensminderung des Grundwasserschadens nutzbar ist, von denen zu unterscheiden, an denen dies nicht möglich ist. Dazu wird ein 3-stufiges, hierarchisches Verfahren benutzt. Im ersten Schritt wird geochemisch untersucht, ob sich generell eine Grundwasserschadensminderung durch NA nachweisen lässt. Im zweiten Schritt wird durch die Theta-Verhältnisse untersucht, inwieweit Verdünnung an den NA-Effekten beteiligt ist. Rückhalte- und Abbauprozesse sollten überwiegen. Im dritten Schritt wird mittels DNA-Mikroarrays nachgewiesen, welche Mikroorganismen an der Schadensminderung beteiligt sind und wie intensiv der biologische Abbau ist. Sind alle 3 Untersuchungsstufen positiv, wirkt an dem Standort NA so stark, dass es zur Minderung des Grundwasserschadens genutzt werden und mit Zustimmung der Beteiligten ein Konzept zu Monitored Natural Attenuation entwickelt werden kann.

## 1 EINLEITUNG

Für die ca. 100.000 Altablagerungen in Deutschland kommen aus ökonomischen, aber auch aus ökologischen Gründen zur Minderung des Grundwasserschadens vielfach nur die Nutzung von natürlichen Rückhalte- und Abbauprozessen (engl. Natural Attenuation = NA) in Frage. Im Rahmen der BMBF-Projekte „KORA“ wurde vom Umweltbundesamt das „NA-Konzept“ entwickelt, das in 3 Stufen prüft, ob NA an dem Standort im Grundwasser möglich ist, ob die Effektivität zur Schadensminderung ausreichend ist und daraus folgend die Ableitung eines Konzeptes zu „Monitored Natural Attenuation“. In einem weiteren BMBF-Projekt „PRONABAC“ wurde zur Bewertung des biologischen Abbaus zur Bewertung der Effektivität von natürlichen Schadensminderungsprozessen an durch Abfallablagerungen verursachte Grundwasserschäden das „NA-Screening mittels DNA-Mikroarrays“ entwickelt. Damit lässt sich in 3 hierarchischen Schritten die Wirksamkeit von Natural Attenuation (NA) auf innovative und kostengünstige Art nachweisen. Dadurch werden die Standorte an denen Monitored Natural Attenuation (MNA) zur Schadensminderung nutzbar ist, von denjenigen unterschieden, bei denen MNA aus Standortgründen oder wegen mangelnder NA-Wirksamkeit nicht möglich ist.

## 2 IDENTIFIKATION VON NA-EFFEKTEN

NA-Effekte können als ein Ergebnis der Zusammenwirkung sehr vieler komplexer und ineinandergreifender Prozesse im Grundwasserbereich aufgefasst werden. Die Wirkungen von NA-Prozessen auf die emittierte Stoffmatrix lassen sich auf unterschiedliche Weisen feststellen, werden im „NA-Screening“ aber auf 3 einfache, wissenschaftlich abgesicherte Methoden begrenzt (Kühn et al. 2011).

### 2.1 Parameterspezifische Analytik zum generellen NA-Nachweis

In der ersten Stufe des NA-Screenings erfolgt anhand der parameterspezifischen Auswertung von Konzentrationen anorganischer und organischer Einzelstoffe sowie von Summenparametern

der Nachweis, dass es zu einer Schadensminderung im Grundwasserabstrom kommt. Hierzu werden Messwerte zahlreicher Parameter von GWMS benötigt, um NA-Effekte erkennen zu können.

Mit den parameterspezifischen Messergebnissen werden NA-Effekte quantitativ und stofflich differenziert erfasst. Die Charakterisierung der aktuellen räumlichen Ausbreitung der Altablagerungsemissionen erfolgt über einen Vergleich von Konzentrationen aus dem „Quellbereich“ sowie dem Grundwasserabstrom der Schadensquelle. Diese Daten müssen aus GWMS stammen, die in zunehmenden Entfernungen in zentraler Abstromrichtung von der Schadstoffquelle und (möglichst) auf einer Fließlinie liegen. Anhand der Abnahme der Konzentrationen mit zunehmender Entfernung zur Emissionsquelle werden die NA-Effekte quantitativ parameterspezifisch und in Summa erfasst und es kann gezeigt werden, dass egal wie die Emissionskonzentrationen sich über 20 Jahre verändern, dass die NA-Effekte an diesem Standort effektiv sind (Tab. 1).

Tab.1: Bewertung der parameterspezifischen Analytik

Parameter	Einheit	Beprobungszeitraum	Messstellen im Abstrom der Altablagerung 1 und ihre Entfernungen zum Rand der Altablagerung (Median-Werte von 4-6 Messwerten)				
			4007 [20 m]	5001 [10 m]	5002 [60 m]	5003 [120 m]	5004 [200 m]
<b>Redoxp.</b>							
<b>Temp.</b>	[°C]	1983-85 2003-04	14,3 11,5	11,6	10,9	10,6	10,3
<b>pH</b>		1983-85 2003-04	6,9 7,3	7,4	7,6	7,7	7,5
<b>Eh</b>	[mV]	1983-85 2003-04	70 61	3	38	43	64
<b>NO<sub>3</sub><sup>-</sup></b>	[mg/L]	1983-85 2003-04	19 3	0,25	0,25	0,25	0,25
<b>NH<sub>4</sub><sup>+</sup></b>	[mg/L]	1983-85 2003-04	68 116	174	63	26	3
<b>SO<sub>4</sub><sup>-</sup></b>	[mg/L]	1983-85 2003-04	146 139	38	82	85	64
<b>Fe</b>	[mg/L]	1983-85 2003-04	17 9	11	1,5	1,5	2,2
<b>Mn</b>	[mg/L]	1983-85 2003-04	1,6 0,7	0,8	0,2	0,2	0,2
<b>TOC</b>	[mg/L]	1983-85 2003-04	67 43	118	15	4	2



Eine optimale Schadensreduktion durch NA liegt vor, wenn über eine standortspezifisch definierte Fließstrecke des Grundwassers die Summen der Stoffkonzentrationen sich wieder dem Summenwert der Hintergrundwerte des Untersuchungsgebiets angleichen. Liegt keine Schadensreduktion vor, ist das NA-Screening hier abzubrechen.

## 2.2 Theta-Verhältnisse zur Unterscheidung von Verdünnung zu Rückhalt und Abbau

Um eine Trennung von NA in Verdünnung und andere Effekte mittels  $\Theta_t/\Theta$ -Verhältnissen durchzuführen, müssen Messwerte von Stoffen vorliegen, die sich im Grundwasser wie Tracer verhalten sowie Werte von abbaubaren/retardierbaren Stoffen.

Grundlage für die Trennung von NA-Effekten in Verdünnung und Stoffabbau/Stoffrückhalt im GW-Abstrom von Schadstoffquellen ist das Phänomen, dass sich nicht abbaubare und nicht retardierbare Stoffe (Tracer) bei ihrem Transport anders verhalten als abbaubare und retardierbare Stoffe. Dies bedeutet, dass letztere bei ihrem Transport eine stärkere Konzentrationsverminderung erfahren als Tracer, da bei ihnen neben der Dispersion (Verdünnung) auch noch Rückhalte- und Abbauprozesse wirksam sind. Die  $\Theta_t/\Theta$ -Verhältnisse ermöglichen den qualitativen Nachweis, dass die Konzentrationsabnahmen der Altablagerungsemissionen im Grundwasser, je nach Ergebnis, nicht ausschließlich auf Verdünnungsprozessen beruhen, sondern dass auch noch andere Effekte (Rückhalt und Abbau) an einer Konzentrationsverringerung mit zunehmendem Abstand zur Abfallablagerung beteiligt sind (Holzbecher et al. 2010).

Zur Vereinfachung der Berechnung wurde eine Anwender-Software entwickelt (Abb. 1). Der Anwender benötigt dafür die Analytikdaten von GWMS in zunehmender Entfernung von der Emissionsquelle. Es werden Daten von mindestens drei deutlich auseinanderliegenden

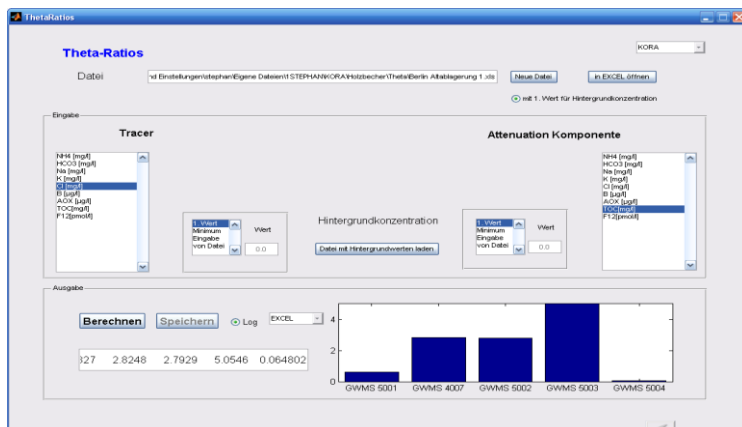


Abb. 1: Screenshot der Theta-Software

GWMS im zentralen Abstrom der Emission benötigt. Als „Tracer“, können hier u. a. K, Cl, B, Na, HCO<sub>3</sub> und der FCKW F12 verwendet werden, wobei FCKWs besonders für das Ausbreitungsverhalten von abfallablagerungsbedingten Grundwasserbelastungen geeignet sind. Als abbaubare Komponente kann der Summenparameter TOC oder ein abbaubarer/ rückhaltbarer, bezüglich des Schadens typischer Einzelstoff herangezogen werden. In der Abb. 1 werden die  $\Theta_t/\Theta$ -Verhältnisse berechnet und unten rechts in einem Diagramm dargestellt.

Zur Auswertung der Ergebnisse können z.B. die  $\Theta_t/\Theta$ -Verhältnisse von Cl/TOC, in zunehmender Entfernung zur Emissionsquelle berechnet werden. Hier steigen die  $\Theta_t/\Theta$ -Verhältnisse mit zunehmender Entfernung zur Emissionsquelle an. Dies belegt, dass eine Konzentrationsabnahme des TOC nicht allein durch Verdünnung (Dispersion) sondern auch durch Rückhalt und Abbau verursacht wird. Bei nicht retardierbaren/abbaubaren Stoffen ergeben sich dagegen konstante  $\Theta_t/\Theta$ -Verhältnisse in der Größenordnung von 1. Diese würden in Abb. 2 zu Säulen ohne Steigung führen, d. h. parallel zur x-Achse verlaufen. Dieses Ergebnis würde bedeuten, dass die erfassten NA-Effekte ausschließlich auf Verdünnung zurückzuführen sind. Ist dies der Fall, ist das „NA-Screening“ hier abzubrechen.

### 2.3 Notwendigkeit des Nachweises des biologischen Abbaus

Nachdem in den beiden vorhergehenden Schritten nachgewiesen wurde, dass es sich bei den NA-Effekten nicht nur um Verdünnung, sondern auch um Rückhalteeffekte handelt, wird im dritten Schritt der biologische Abbau nachgewiesen. Dies ist notwendig, weil von den Behörden gefordert wird, dass der biologische Abbau „relevant“ am Schadstoffabbau beteiligt ist. Dieser Nachweis wird durch die Verknüpfung von zweierlei Daten, den Ergebnissen der DNA-Microarrays mit denen der Zellzahlzählung, erreicht.

#### 2.3.1 Nachweis des biologischen Abbaus mittels DNA-Microarrays

Die DNA-Microarrays aus dem BMBF-Projekt PRONABAC ermöglichen erstmals den Nachweis von Mikroorganismengruppen aus kontaminierten Grundwasserproben und damit die Anpassung von Mikrobiözenosen an eine Emissionssituation. Auf den Microarrays werden DNA-Sequenzen (Sonden) fixiert, die definierte Mikroorganismengruppen repräsentieren. Sind dieselben Gruppen auch in der Grundwasserprobe vorhanden, so binden diese an die Sonden und können so detektiert werden (Charlé et al. 2010). Mit den Ergebnissen aus der Zellzahlzählung lassen sich mit den DNA-Microarrays auch quantitative Aussagen zu den Konzentrationen der einzelnen nachgewiesenen Bakteriengruppen machen. Im Grundwasser sind vor allem Spezies aus dem Reich der Archaea und der sulfatreduzierenden Bakterien vorhanden. Auf den DNA-Microarrays werden daher diese Gruppen besonders nachgewiesen. Um Unterschiede in der Anzahl der Mikroorganismen aufgrund von Emissionsbeeinflussungen zu erfassen, werden eine

unbeeinflusste Vergleichsmessstelle sowie mindestens zwei GWMS im Abstrom der Schadensquelle benötigt. Abbildung 2 zeigt die Zusammensetzung und relative Konzentration von methanproduzierenden Archaen und Bakterien im Grundwasserabstrom einer Altablagerung und damit den Nachweis des biologischen Schadstoffabbaus.

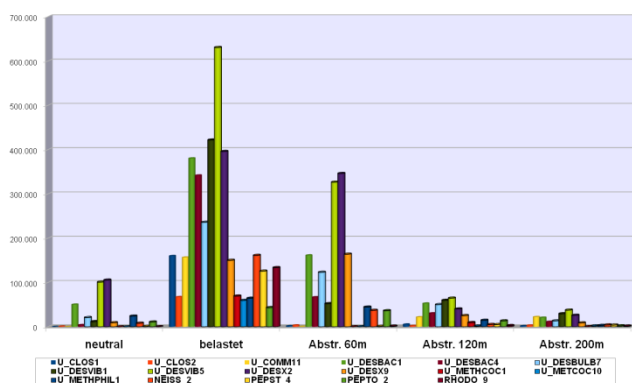


Abb. 2: Archaen und Bakterien im Grundwasserabstrom einer Altablagerung

### 2.3.2 Nachweis des biologischen Abbaus mittels Zellzahlzählung

Die Quantifizierung von Bakterien im Grundwasser erfolgt durch Anfärbung der Zellen mittels fluoreszierender Farbstoffe. Im Grundwasser in der Nähe von Schadstoffquellen sind i.d.R. aufgrund der Emissionen deutlich höhere Bakterienzahlen vorhanden als in den unbeeinflussten Bereichen. Diese erhöhten Bakterienzahlen bedingen eine erhöhte mikrobielle Aktivität und damit verstärkten Stoffumsatz. Die Daten der Zellzahlzählung werden mit den Ergebnissen der DNA-Mikroarrays verbunden und lassen sowohl qualitative als auch quantitative Aussagen zum biologischen Abbau zu (Abb. 2).

## 3 SCHLUSSFOLGERUNG

Zusammenfassend bleibt festzustellen, dass die Identifikation von natürlichen Selbstreinigungseffekten im Grundwasserabstrom von Altablagerungen mittels dreier einfacher, innovativer und kostengünstiger Methoden erfolgen kann, deren Informations- und Aussage-Niveau mit jedem Untersuchungsschritt zunimmt. Mit dem „NA-Screening“ steht ein wissenschaftlich abgesichertes Verfahren zur Einschätzung von der Nutzung von NA-Effekten zur Grundwasserschadensminderung allen Anwendern zu Verfügung.

## 4 DANKSAGUNG

Danksagung dem BMBF für KORA und PRONABAC (FKZ.: 0330501 und 033R040A).

## LITERATUR

- Charlè, C., Kühn, S., Struppe, T. und Kerndorff, H. (2010) DNA-microarrays for monitoring natural attenuation of emissions from abandoned landfill sites in contaminated groundwater plumes.- In: *XXXVIII-IAH Congress, Groundwater Quality Sustainability*.- Hrsgs.: Kania, J., Kmiecik, E. und Zuber, A., University of Silesia Press 2010 Krakow.
- Holzbecher, E., Kerndorff, H. und Kühn, S. (2010) A simple method to check for Natural Attenuation downstream of abandoned waste disposal sites. - *Int. J. Environment and Pollution, (Int. J. Environment and Pollution Vol. 42, Nos. 1/2/3.*
- Kühn, S., Struppe, T. & Charlè, C. (2011) Welche Grundwasserkontaminationen sind für Natural Attenuation geeignet? Das „NA-Screening“ ein standortspezifisches, kostengünstiges Untersuchungskonzept.- In: *Franzius/Gerhold/Altenbockum: Handbuch der Altlastensanierung, 60. Auflage, Erg.-Lfg., 06/2011, ISBN 978-3-8114-9700-9, Hüthig Jehle Rehm, München.*

## Bilanzierung von Schadstoffausträgen im Untergrund

A. Schönberg & H. Raupenstrauch  
 Montanuniversität Leoben, Lehrstuhl für  
 Thermoprozesstechnik, Leoben, Österreich

D. Adam & R. Markiewicz  
 Geotechnik Adam, Wien, Österreich

M. Zorzi, J. Czeziel & M. Haslehner  
 BALS A GmbH, Wien, Österreich

**KURZFASSUNG:** Der Schadstofftransport im Untergrund ist ein sehr komplexer Vorgang und wird von einer Vielzahl von Faktoren beeinflusst. Mit Hilfe von vereinfachten äquivalenten Modellen sollen solche komplexe Vorgänge, wie z.B. der Schadstofftransport, beschrieben werden. Unter einem Äquivalenz-Modell ist ein Modell mit einem vereinfachten Ansatz zu verstehen, welcher nur wesentliche Aspekte der Vorgänge betrachtet, diese abstrakt beschreibt und trotzdem realistische Ergebnisse liefert. Mittels einer abstrahierten Darstellung der Prozesse soll die Annahme von Randbedingungen ermöglicht werden, die zu einer einfachen Lösung des Problems führen. Als Resultat lässt sich der komplexe Vorgang damit qualitativ beschreiben und die Ergebnisse sollen trotz der vereinfachten Annahmen realitätsnahe Werte liefern. Eine Aussage über die tatsächlich ablaufenden Prozesse kann hier jedoch nicht getroffen werden, da gerade diese Vorgänge äquivalent beschrieben werden. Basierend auf den zugrundeliegenden physikalischen und chemischen Vorgängen wird für einen jeweiligen Fall ein Äquivalenz-Modell erstellt, und der Schadstofftransport damit beschrieben.

### 1 EINLEITUNG

Es wird versucht, mittels dieser äquivalenten Rechenmodelle aussagekräftige Prognosen über die Ausbreitung von Schadstofffrachten durch unterschiedliche im Boden ablaufende Prozesse zu erhalten. Ziel dabei ist, durch geeignete Abstrahierung der tatsächlich ablaufenden Prozesse im Modellgebiet die Anwendung analytischer Lösungen zu ermöglichen. Diese haben nämlich den Vorteil exakter mathematischer Lösungen, wodurch schnelle Ergebnisse erzielbar sind. Eine umfangreiche Variation diverser Parameter des abzubildenden Modellgebietes (Stoff-/Bodenkennwerte chemischer und physikalischer Natur) ist im Rahmen von quasi Sensitivitätsanalysen auf diese Weise effizient durchführbar. Voraussetzung für die Brauchbarkeit solcher methodischen Ansätze ist jedoch, dass die erforderliche Annahme vereinfachter geometrischer Randbedingungen und homogener Verhältnisse im Modellgebiet - welche Voraussetzung für analytische Lösungsansätze sind - eine brauchbare Beschreibung der tatsächlichen Vorgänge im Betrachtungsraum liefern können.

Die vorgestellten methodischen Ansätze sollen letztendlich für die Praxis taugliche Planungsinstrumente zur Prognose und Auslegung diverser Sanierungsmaßnahmen betreffend der Reduktion bzw. Entfernung von Schadstoffen aus dem Untergrund darstellen. Hier werden zwei Modelle vorgestellt, welche sich grundlegend in den Wirkungsweisen des Schadstofftransports unterscheiden. Einerseits kann, mittels eines theoretischen Ansatzes, der Schadstoffaustrag aus einer Deponie in das Grundwasser begründet werden. Aufgrund der vorherrschenden Verhältnisse wird ausschließlich der Transport von Schadstoffen aus dem Deponiekörper in das Grundwasser infolge diffusiver Transportprozesse behandelt. Mittels eines vereinfachten äquivalenten Modells wird die Beeinträchtigung des Grundwassers abhängig vom Grundwasserstand beschrieben. Um den diffusiven Stofftransport durch mehrere Schichten unterschiedlicher Eigenschaften beschreiben zu können, wird ein Schichtenmodell verwendet. Dabei werden geometrisch einfache Randbedingungen angenommen und die Beschreibung des diffusiven Transportes eindimensional angesetzt. Die Ergebnisse aus den Rechnungen wurden den Messdaten gegenübergestellt und zeigen eine sehr gute Übereinstimmung im Verhalten des Schadstoffaus-



trags. Andererseits erfolgt für einen anderen Anwendungsfall die Bilanzierung einer thermisch hydraulischen In-Situ-Maßnahme. Der Grundgedanke einer thermisch-hydraulischen Sanierung ist es, die Schadstoffe aus der Bodenmatrix zu lösen und mittels dem abgesaugten Wasser bzw. der Bodenluft zu entfernen. Um diesen Vorgang vereinfacht zu beschreiben und Eckdaten für eine Auslegung zu ermitteln, wird mittels eines Äquivalenz-Modells ein Rechenansatz vorgeschlagen. Als Äquivalenz-Modell wird hier eine Anordnung von Stromröhren gewählt. Innerhalb dieser Stromröhren kann der Stofftransport des Schadstoffes durch ein-dimensionale Transportprozesse beschrieben werden. In diesem Fall spielen diffusive Prozesse eine untergeordnete Rolle und es dominiert der advective Transport der Schadstoffphase. Weiters treten Lösungsvorgänge auf, welche abhängig von der Art der Schadstoffe Einfluss auf den Schadstofftransport nehmen können. Das Darstellen der Einflüsse von Art und Lage der Schadstoffe im Boden ist hinsichtlich der Anordnung von Infiltrations- und Entnahmebrunnen ausgesprochen hilfreich. Letztlich kann auch der aufzuwendende Zeitbedarf für die In-Situ-Maßnahme ermittelt werden. Da es sich um einen thermisch beeinflussten Prozess handelt, sind alle Vorgänge auch temperaturabhängig. Die Kenntnis über den Einfluss der Temperatur auf die erforderliche Sanierungszeit stellt einen wesentlichen Beitrag zur Optimierung der Maßnahme dar.

## 2 SCHADSTOFFAUSTRAG AUS DEPONIE

Gegenstand der Untersuchungen ist eine Deponie, in welcher neben organisch belasteten Abfällen große Mengen an anorganischen, mineralischen Abfällen mit hohen löslichen Schadstofffrachten eingelagert sind. Größtenteils lagern diese, im Wesentlichen feinkörnigen Materialien, auf Schichten von organischen, mineralischen und sonstigen Abfällen. Ein Ansatz mittels eines diffusiven Transportes durch diese Schichten sollte den Austrag gelöster Inhaltsstoffe in das Grundwasser beschreiben.

### 2.1 Schichtenmodell

Zur Beschreibung des diffusiven Stofftransportes durch mehrere Schichten unterschiedlicher Eigenschaften (Porosität, Wassergehalt), wird ein Schichtenmodell (analog Wärmeleitung) verwendet. Es werden drei Schichten innerhalb der Deponie ausgewählt, welche sich hinsichtlich relevanter Parameter unterscheiden. Da diese Schichten nicht nur flächenmäßig sondern auch in der Tiefe aufgeteilt sind, erfolgt eine Unterteilung der Deponiefläche in drei Ebenen unterschiedlicher Tiefe. Diese Ebenen sind aus den jeweiligen Anteilen der drei Schichten aufgebaut. Der Gesamtaustrag an Schadstoff ergibt sich somit als Summe der Austräge aus den Ebenen. Besonders gilt es darauf zu achten, dass keinesfalls ein direkter Kontakt des anorganischen Abfalls mit dem Grundwasser zustande kommt.

### 2.2 Ergebnisse der Rechnung

Bei einem veränderlichen Grundwasserstand ergeben sich für jede der drei Ebenen jeweilige Stoffströme. Den anteilmäßig größten Beitrag liefert bei niedrigen Grundwasserständen die größte Fläche. Ab einem bestimmten Grundwasserstand jedoch erhöht sich der Stoffstrom in der kleinsten und am tiefsten gelegenen Fläche sehr stark. Um dieses Verhalten des Schadstoffausstrags besser zu verdeutlichen, wird die Darstellung eines flächenunabhängigen Stoffstroms gewählt. Deutlich erkennbar ist der starke Einfluss der Höhe des Grundwasserspiegels. Bei Grundwasserständen im Bereich unter einer bestimmten Höhe zeichnet sich kein relevanter Unterschied des Austrags in den verschiedenen Ebenen ab. Steigt jedoch das Grundwasser auf einen kritischen Wert (relativer Grundwasserspiegel = 0) wird die unterste Fläche der Deponie eingestaut. Der Wassergehalt der Deponiesohle ist hier größer als im ungesättigten Untergrund. Der Diffusionsstrom wird nun nicht mehr durch den Wassergehalt im ungesättigten Kies limitiert, sondern vielmehr durch den Wassergehalt in den anorganischen Abfällen selbst bestimmt.

Es erfolgte eine Berechnung für die Grundwasserstände über einen beobachteten Zeitraum für welchen auch Messdaten aus dem Abstrombereich der Deponie vorhanden sind. In Abb. 1 sind die berechneten Abstrom-Konzentrationen den Messdaten einer Sonde im Abstrombereich gegenübergestellt. Gut sichtbar sind die zeitlich versetzten Auswirkungen der Grundwasser-

schwankungen, welche sich aus der Entfernung der Sonde und der Grundwasserströmung ergeben. Der Schadstoffaustrag aus der Deponie bedingt durch diffusive Transportprozesse kann somit plausibel dargestellt werden.

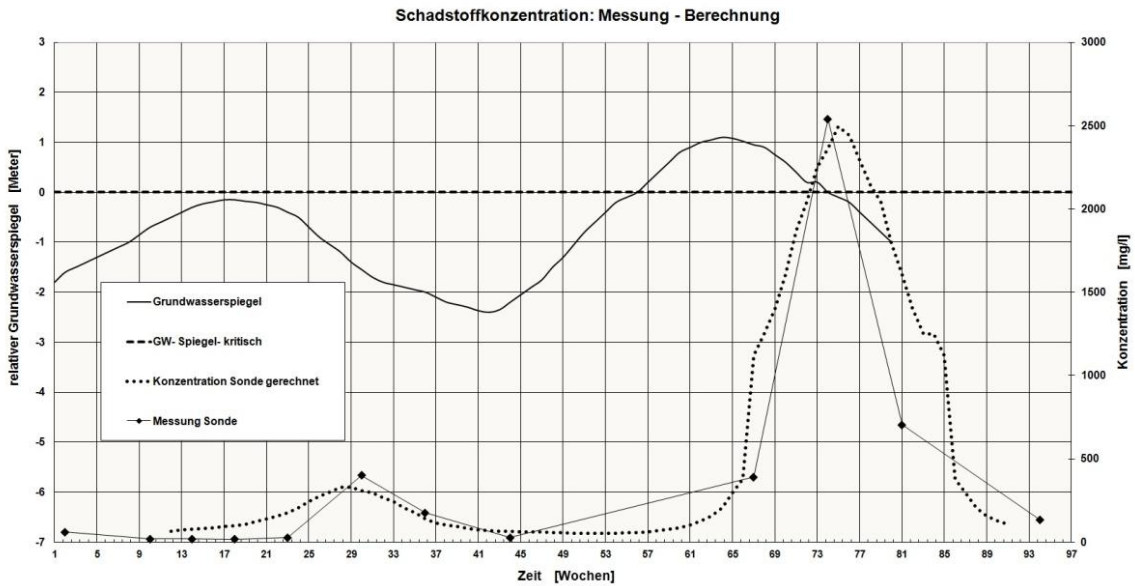


Abb. 1: Gegenüberstellung der Berechnung und der Messdaten

### 3 THERMISCH-HYDRAULISCHE IN-SITU-MASSNAHME

Das beschriebene Modell wird derzeit im Rahmen eines Versuchsfeldes angewandt. Bei diesem Versuchsfeld ist der gesättigte Bereich des Untergrundes mit Kohlenwasserstoffen (Teeröl) verunreinigt. Mit Hilfe einer thermisch-hydraulischen Sanierungsmaßnahme wird der Schadstoff mobilisiert und der Untergrund gereinigt. Die Beschreibung dieses Vorganges erfolgt mittels einer Kombination verschiedener Modellannahmen. Grundlage dafür ist ein numerisches Simulationsmodell, mit dessen Hilfe die Temperaturverteilung und die Strömungsverhältnisse innerhalb des Versuchsfeldes bestimmt worden sind.

#### 3.1 Numerisches Simulationsmodell zur Bestimmung der Temperatur- und Strömungsverhältnisse

Zur Bestimmung der Temperatur- und Strömungsverhältnisse im Bereich des In-Situ-Versuchsfeldes wurde ein Simulationsmodell mit einer Länge und Breite von jeweils 100 m sowie einer Tiefe von 50 m erstellt. Die Untergrundschichtung wurde dabei auf Basis von ausgeführten Aufschlussbohrungen modelliert, sodass auch die räumliche Ausdehnung von wassertauenden Zwischenschichten berücksichtigt werden konnte. Ebenso waren die Eigenschaften des Untergrundes (Durchlässigkeit, Porenanteil, Wichte etc.) für jede Schicht festzulegen. Im Rahmen einer Parameterstudie wurde die in Abb. 2 (links) dargestellte Anordnung der Infiltrations- und Entnahmebrunnen gewählt. Wie ersichtlich, besteht das Versuchsfeld aus insgesamt sieben Infiltrationsbrunnen und drei Entnahmebrunnen. Die Tiefe der Brunnen beträgt rund 13 m, wobei die Filterstrecken mit einer Länge von rund 8 m knapp oberhalb eines Zwischenstauers zu liegen kommen.

Die einzelnen Brunnen sind in einem horizontalen Abstand von 3 m angeordnet, wobei sich die Entnahmebrunnen mittig zwischen zwei Infiltrationsreihen befinden. Diese Anordnung hat sich aus folgenden Gesichtspunkten ergeben:

- Der Strömungsweg zwischen Infiltrationsbrunnen und Entnahmebrunnen soll möglichst kurz sein, um die Mobilisierung von Schadstoffen zu begünstigen.
- Die abstromseitige Wärmeausbreitung (Temperaturfahne) soll möglichst kleinräumig sein.
- Der zu säubernde Bodenbereich soll mit möglichst geringem Energieaufwand auf über 50 °C gehalten werden.

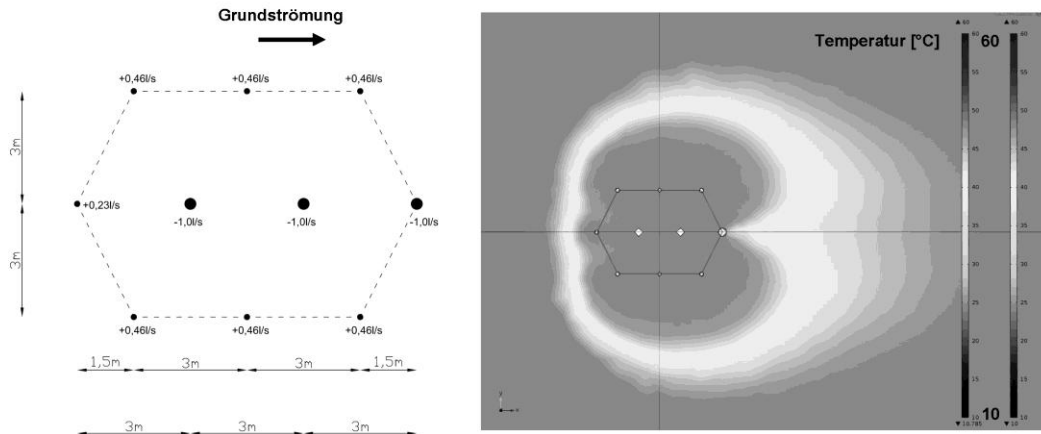


Abb. 2: Links: Anordnung der Infiltrationsbrunnen (außen liegend) und Entnahmebrunnen (innen liegend) sowie Infiltrationsrate und Entnahmerate der Einzelbrunnen. Die natürliche Grundwasserströmung verläuft von links nach rechts. Rechts: Temperaturverhältnisse nach 5 Monaten im Nahbereich des Versuchsfeldes (Horizontalschnitt in einer Tiefe von 10 m)

Abb. 2 (rechts) zeigt das Simulationsergebnis der gekoppelten thermisch-hydraulischen Berechnung nach einer Simulationsdauer von fünf Monaten. Daran lässt sich erkennen, dass die zu erreichende Solltemperatur von 50 °C im gesamten Versuchsfeld erreicht wird. Die Ausbreitung der Thermalfront mit der Grundströmung wird insbesondere durch den abstromseitig angeordneten Entnahmebrunnen erfolgreich begrenzt. Zur Analyse der Strömungsverhältnisse wurden bei jedem Infiltrationsbrunnen 80 masselose Partikel, gleichmäßig über die gesamte Filterfläche verteilt, angesetzt, die sich in weitere Folge mit der Strömung mitbewegen. Anhand der Strömungswege ist erkennbar, dass innerhalb des Versuchsfeldes der bevorzugte Strömungsweg direkt vom Infiltrationsbrunnen zum nächstgelegenen Entnahmebrunnen verläuft. Dies ist ein erwünschter Effekt, um eine möglichst hohe Schadstoffmobilisierung zu erwirken. Weiters ist auch erkennbar, dass sich einzelne Stromfäden vom Versuchsfeld weg bewegen. Diese werden in weiterer Folge von der Grundströmung, die außerhalb des Versuchsfeldes wirkt, erfasst und bewegen sich zunächst damit mit. Der Großteil dieser Stromfäden wird schließlich wieder vom letzten (abstromseitig situiert) Entnahmebrunnen erfasst, sodass eine weitreichende Temperatur- und Schadstoffmobilisierung unterbunden wird. Aufbauend auf diesen Berechnungen wurde schließlich für jeden einzelnen Stromfaden eine Auswertung hinsichtlich dessen räumlichen Weg und dessen Geschwindigkeit durchgeführt. Diese Daten bildeten schließlich die Grundlage für das weiterführende Transportmodell.

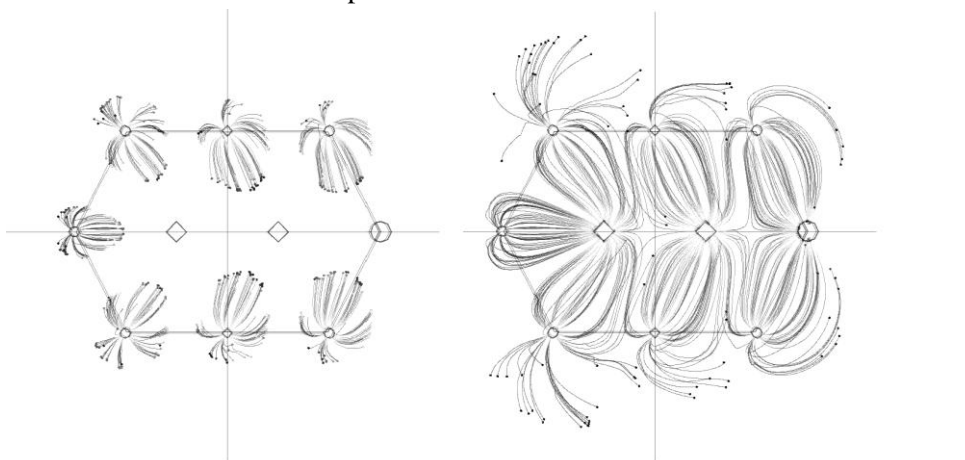


Abb. 3: Versuchsfeld im Grundriss mit Strömungsfäden von jeweils 80 masselosen Partikeln pro Infiltrationsbrunnen (links: nach einem Tag; rechts: nach acht Tagen)

### 3.2 Äquivalentes Strömungsmodell

Die Strömung im Versuchsfeld kann mittels der Potentialtheorie beschrieben werden. Dies erlaubt eine Zuweisung von Stromröhren, welche als ein-dimensionale Transportwege angesehen werden können. Die Geometrie dieser Stromröhren wird durch die Anordnung der Brunnen bestimmt. In Summe geben alle Stromröhren gemeinsam das Strömungsbild wieder. Weiters muss jeder Stromröhre nun eine entsprechende Geschwindigkeit zugewiesen werden. Mittels der Ergebnisse aus der Simulationsrechnung (vgl. Kap. 3.1) lässt sich ein Zusammenhang zwischen der Länge einer Stromröhre und ihrer mittleren Strömungsgeschwindigkeit ermitteln. Da die Geschwindigkeit in der Stromröhre aufgrund des veränderlichen Querschnitts nicht konstant ist, werden den einzelnen Bereichen der Stromröhren jeweilige Längen zugewiesen. So ergibt sich eine äquivalente Stromröhre mit konstantem Querschnitt und Geschwindigkeit, aber geänderten Längen (siehe Abb. 4).

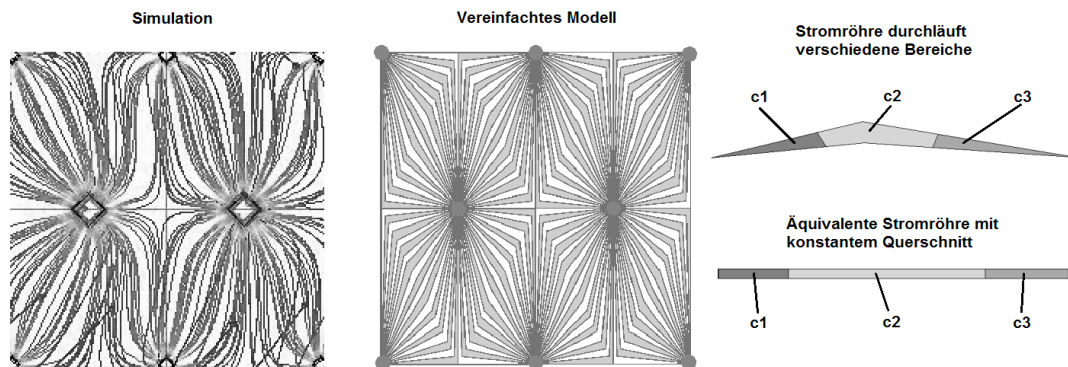


Abb. 4: Bildung des äquivalenten Strömungsmodells

### 3.3 Transportmodell

Es werden Partikel mit einem mittleren Durchmesser angenommen, welche während eines advektiv dispersen Transports in Lösung gehen. Der Stofftransport durch Lösung an umströmten Partikeln kann mittels eines Potenzansatzes beschrieben werden (Sherwood-Beziehung). Dadurch kann der in Lösung übergehende flächenspezifische Schadstoffstrom ermittelt werden. Einer vorhandenen Schadstoffkonzentration wird eine zugehörige Stoffaustauschfläche zugeordnet, welche sich aus einer zu wählenden Partikelgröße ergibt. Somit ist es möglich die in Lösung gehende Schadstoffmenge zu errechnen. Der Verlauf dieser Konzentration ist lediglich von den Ausgangsbedingungen abhängig. Gleichzeitig werden die Partikel selbst auch in Strömungsrichtung transportiert. Dieser dispers- advective Transport geschieht mit einer sehr viel kleineren Geschwindigkeit als die Strömungsgeschwindigkeit des Wassers und ist stark temperaturabhängig. Der advektiv disperse Transport wird ausgehend von der ein-dimensionalen Stofftransport-Gleichung definiert.

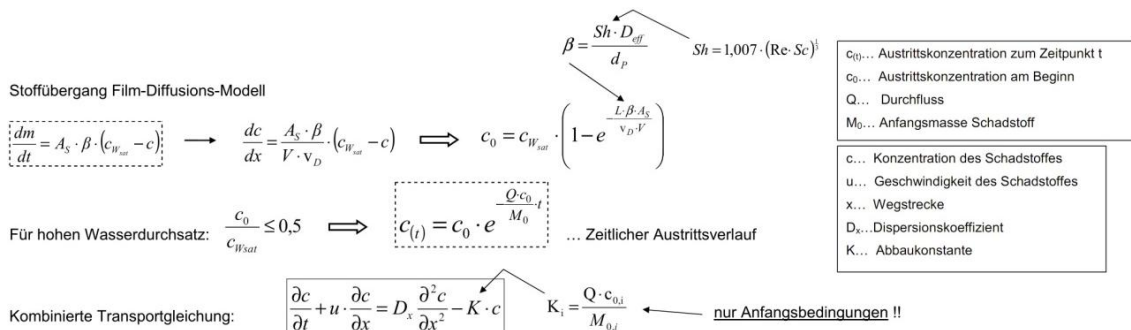


Abb. 5: Bildung der kombinierten Transportgleichung

Der Ansatz zum Vereinen der beiden Mechanismen besteht in der Annahme, dass die Lösung von schlechtlöslichen Stoffen als ein Abbauprozess erster Ordnung angesehen werden kann. Die Konzentration des dispers advektiv bewegten Schadstoffs wird somit durch den in Lösung gehenden Anteil vermindert (siehe Abb. 5). Zur analytischen Lösung dieser Transport-Gleichung bedarf es nun eines äquivalenten Modells, welches anzunehmende Randbedingungen ermöglicht. Hierfür wird ein rasterförmiges höhengeschichtetes Kontaminations-Modell mit dem äquivalenten Strömungsmodell gekoppelt. Die Stromröhren durchlaufen auf ihrem Weg jeweils verschiedene Kontaminationsbereiche. Abhängig von ihrer Position ergeben sich verschiedene Weglängen, Geschwindigkeiten und auch zugeordnete Längen der Kontaminationsbereiche. Es ist somit möglich den zeitlichen Verlauf der Konzentration an jedem Punkt entlang einer Stromröhre zu ermitteln. Da für eine Bilanzierung die ausgetragene Schadstoffmenge interessant ist, wird als Längenkoordinate der Austritt jeder Stromröhre herangezogen. Dadurch ergeben sich die zeitlich veränderlichen Austritts-Konzentrationen von Schadstoffen in den Entnahmebrunnen. Abb. 6 zeigt Austrittsverläufe zweier Brunnen (Brunnen 1 mit zentralen und Brunnen 2 mit entfernt liegenden Kontaminationen). Aus diesen Verläufen errechnen sich, über die Zeit aufsummiert, die advektiv dispers ausgetragenen Schadstoffmengen. Die durch Lösung ausgetragenen Schadstoffmengen erhält man als Differenz aus einer Referenz-Rechnung (ohne Löslichkeit).

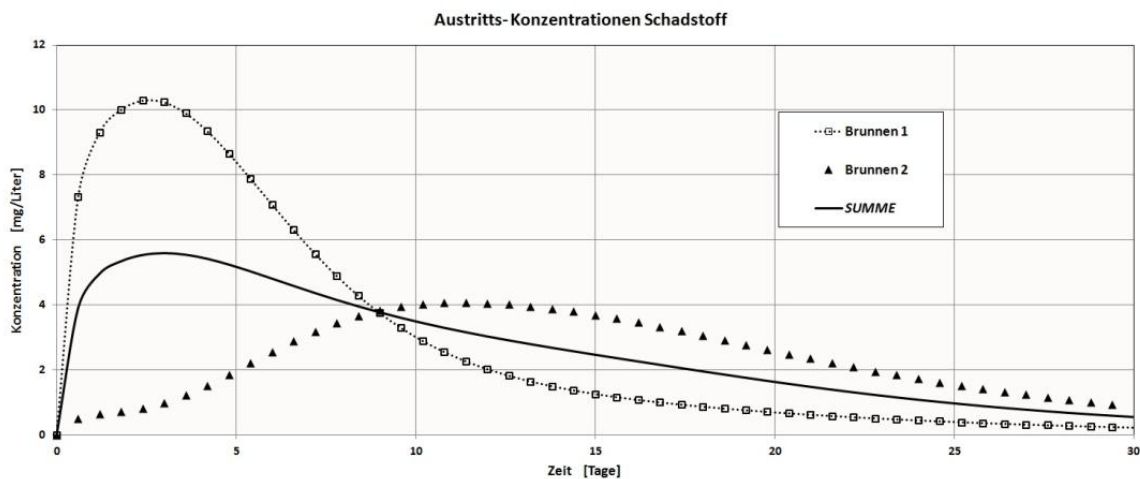


Abb. 6: Unterschiedliche Austrittskonzentrationsverläufe

#### 4 SCHLUSSFOLGERUNG

Das Schichtenmodell kann als Entscheidungshilfe für die Auswahl einer geeigneten Sanierungsmaßnahme der Deponie dienen. Das äquivalente Strömungs- und Transportmodell für die thermisch-hydraulische In-Situ-Maßnahme wird anhand eines Pilotversuchs evaluiert und kann folgend für die Auslegung einer großflächigen Sanierung herangezogen werden.

#### LITERATUR

Mohrlock, U. (2009) *Bilanzmodelle in der Grundwasserhydraulik*. Karlsruhe, Germany: Universitätsverlag Karlsruhe.

# Protocol and Lab Measurements Supporting the Design of a New PRB Approach

T. Madarász & P. Szűcs

*University of Miskolc, Institute of Environmental Management, Miskolc, Hungary*

I. Gombkötő

*University of Miskolc, Institute of Raw Material Preparation and Environmental Processing, Miskolc, Hungary*

**ABSTRACT:** Up to now, hundreds of articles and reports on PRB development and proposals for new reactive material application have been published and more research is being carried out in order to make PRB a complete technology both in removal efficiency and cost-effective aspects. The traditional reactive materials applied in such installations are often iron and active carbon granulates. Our paper shows the concept and design protocol of a new approach of reactive barriers. The reactive matrix is lignite as high humin acid containing material with decent adsorption potential that can reach up to 30 % of that of the active carbon. The research project consisted of four development/research modules that strongly interact with each other. These are the following: 1, Reactive material development; 2, Barrier/layer hydraulic compatibility; 3, Design and technical feasibility; 4, Utilization of exhausted reactive material.

## 1 INTRODUCTION

Permeable Reactive Barriers (PRB) are designed and constructed perpendicular to shallow groundwater flow, requiring a complex assessment of the reactive material and the technical design of the installation. While the contaminated water flows through the reactive matrix the contaminating substances are precipitated, adsorbed or degraded thus the contaminated plume is cleaned (Böhm et al. 2003, Filep et al. 2002, Madarász et al. 2010). The traditional reactive materials applied are zero valent iron (ZVI) and active carbon granulates. Carefully selected materials are capable to treat organic or inorganic contaminants (e.g. hydrocarbons, chlorinated hydrocarbons, pesticides, chromium and other toxic metals, nitrate and sulfate containing contaminants, and AMD) (Lakatos et al. 2007). Our research team has investigated the use of high humin acid containing materials, which have a relatively low costs and although its cation exchange capacity is lower than that of the active carbon, its 30 % can be reached. The spent reactive material needs no regeneration but can be utilized as energy source in coal power plants or cement industry. An other benefit and innovative feature of the reactive barrier lies in its design, because the reactive material is filled in replaceable cassettes, so the exhausted reactive material can be easily replaced (Szűcs et al. 2007).

## 2 REACTIVE MATERIAL DEVELOPMENT

We have investigated lignite samples of 0 – 5 mm grain size separated into four grain size ranges: 0,125/0,25 mm, 0,25/0,5 mm and 0,5/1 mm. Before using the material as a reactive material we had to investigate the presence of any toxic ions in the material to avoid the release of toxic substances to the environment. We have investigated the composition of potentially mobile ions in the material, which can influence the efficiency of the barrier due to competing cations (Lakatos et al. 2003).

After testing the easily mobilized ions the sorption capacity of the reactive material was tested. To evaluate the sorption feature of the material the Langmuir isotherm offers a good alternative. The isotherm does not just mathematically evaluates the adsorption, but determines parameters, such as sorption capacity and sorption strength.

The used formula of the isotherm is:

$$c_{(s)}/c_{(l)} = q/b - 1/b * c_{(s)} \tag{1}$$

The sorption data showed on Figure 1 can be characterized by two Langmuir equations, divided the phenomena into a strong and a weak sorption range. When designing the PRB's reactive material we suggest to rely only on the strong adsorption capacity of the matrix, neglecting the weak bonds, which can have a positive effect (buffer) in case of the real barrier application (Lakatos et al. 2002).

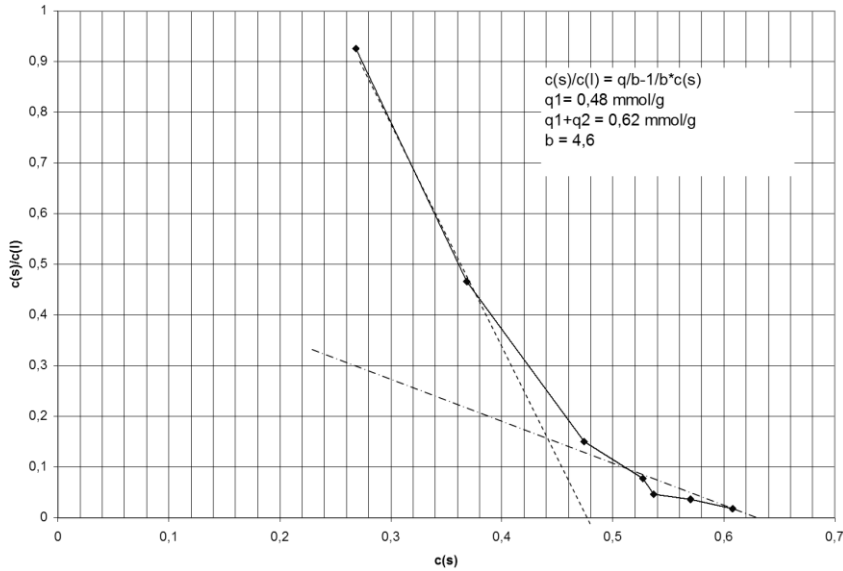


Fig. 1: Linearized Langmuir isotherm of Cu (II) adsorption on lignite sample

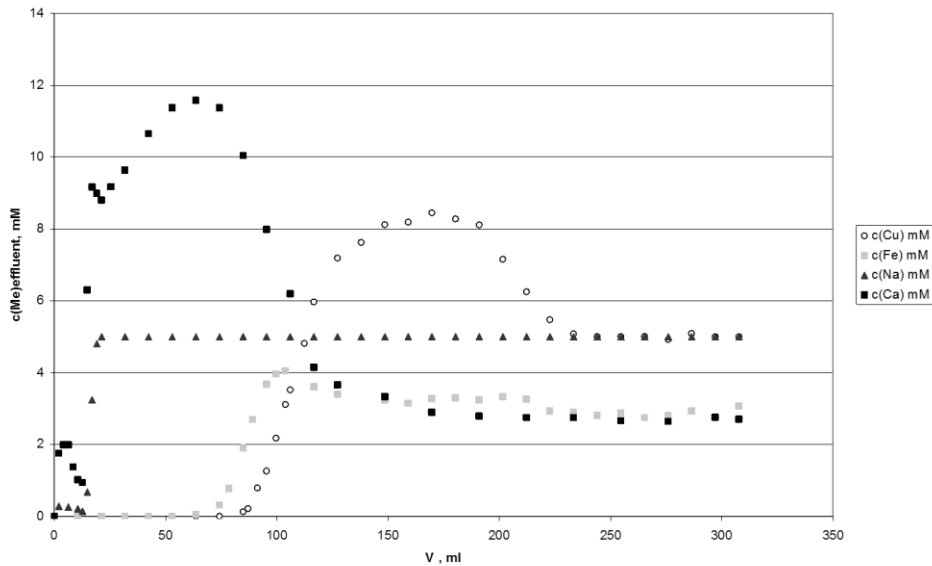


Fig. 2: Breakthrough curve of various cations (c(Cu): 5 mM, c(Na): 5 mM, c(Ca): 5 mM, c(Fe(II)): 5 mM, Flow: v: 0,1 cm<sup>3</sup>/min (0,5 pore space/h))

The completed sorption laboratory analysis also proved that the lignite samples capacity ranges from 1 – 10% of cation exchange resins, compared to active carbons, the values are within one order of magnitude range. We have proved that based on the CRC values lignite can be appropriate reactive material for barriers to remove toxic transition and heavy metals.

Fig. 2 shows the change of effluent ion concentration change in time as a function of pumped pore space. One can see that the not adsorbed Na breaks through after one pore space volume. Because Ca is bond at the exchange position the sorption of Cu(II) and FE(II) ions causes the

desorption of the Ca ions, even at a higher concentration than the of the inflow liquid. Break-through of Fe(II) happens earlier than that of Cu but also seems to force Cu desorption, probably after Fe(II) was transformed to Fe(III) which bond stronger than Cu(II).

### 3 HYDRODYNAMIC DESIGN AND COMPATIBILITY

The hydraulic conductivity and porosity of three selected grain size ranges was measure in our laboratory (Tab. 1), which was followed by composing various mixtures of sand/lignite materials. The hydraulic conductivity of these mixtures were measured and summarized in matrixes (see one example on Tab. 2). Using different sand/lignite mixtures the hydraulic conductivity of the reactive material can be adjusted to the environment with keeping the cation exchange capacity constant.

Tab. 1: The hydraulic conductivity and the porosity of the models

Grain size of the peat (d [mm])	Hydraulic conductivity (k [m/s])	Porosity (n [-])
0,5-1	3·10 <sup>-3</sup>	0,25
0,25-0,5	2·10 <sup>-3</sup>	0,25
0,0625-0,25	10 <sup>-3</sup>	0,25

Tab. 2: Matrix of hydraulic conductivity values of various lignite/sand mixtures

Hydraulic conductivity (k) [m/s]		Lignite/sand mixture ratio			
		90 %:10 %	50 %:50 %	30 %:70 %	10 %:90 %
Size of lignite sample (d)	1-3 mm	2,11E-04	8,08E-05	6,25E-05	5,44E-05
	0,5-1 mm	1,40E-04	1,35E-04	1,27E-04	1,08E-04
	0,25-0,5 mm	4,79E-05	5,32E-05	5,54E-05	5,83E-05
	0-0,25 mm	3,60E-06	4,55E-06	7,71E-06	9,05E-06

The actual barrier installation layouts were modeled using the Processing Modflow software package. The various types of barriers can be qualified by a capture efficiency value ( $\eta$ ), which is defined as the percentage of captured trajectories/ trajectories in the cross section of the barrier. This value is important to characterize the drainage/damming feature of the barrier in a given hydraulic environment. It is undesired that the barrier in any circumstances would work as a dam in the shallow aquifer causing contaminant plumes to deviate and bypass the installation. The hydrodynamic modeling is an excellent tool to fine-tune the hydraulic features of such structures.

Tab. 3: The values obtained from the transport model

Grain size of the peat (d [mm])	Hydraulic conductivity (k [m/s])	Porosity (n [-])	Longitudinal dispersion [cm]	Langmuir constant (Kd [cm <sup>3</sup> /mg])	Max. sorption capacity (q [mg/mg])
0,5 – 1	3·10 <sup>-3</sup>	0,25	1	0,205	0,03048
0,25 – 0,5	2·10 <sup>-3</sup>	0,25	0,5	0,08	0,03048
0,0625 – 0,25	10 <sup>-3</sup>	0,25	0,0001	0,185	0,03048

The breakthrough curves obtained during the dynamic column tests were reproduced by the transport modeling tools of the software package. The best fitting transport results were fixed and the relevant transport parameters were read from the model. These are the transport parameters that shall be used for designing/modeling the real reactive barrier installation. Using this protocol the laboratory test results and the fitted transport model parameters work together for the modeling of the PRB application, and we have obtained a reliable tool to support the design



of barrier geometry and exchange period of reactive cells within the barrier. The transport parameters obtained from our model are highlighted in Tab. 3.

#### 4 RESULTS, DISCUSSIONS, CONCLUSIONS

The research team of the University of Miskolc together with Háromkör Delta Ltd. has accomplished a considerable piece of research in order to prove that lignite – processed in the right way – is an applicable reactive material for heavy metal contaminated groundwater plume treatment. The research covered the four steps of investigations: (1) Reactive material development, (2) Hydraulic compatibility tests, (3) Technical feasibility of PRB design and (4) Utilization of spent reactive materials.

In this paper we introduced two of the four interconnected steps. The single elements/steps of the introduced PRB design method cannot be evaluated and used independently. During the design of such a remediation installation the design aspects interact with each other influencing each other's results. The research team has created a design protocol handbook that cannot be introduced during the given limit of this publication. In this design supporting protocol and its annexes we guide the reader through the individual steps of the lignite reactive material development, its hydraulic compatibility adjustment and the modeling tool. In the annexes we help the designers work by publishing the results of our own analysis summarized in tables and charts.

#### 5 ACKNOWLEDGEMENT

The research project and this publication was funded by the European Union through the TÁMOP 4.2.1.B-10/2/KONV-2010-0001 program.

#### REFERENCES

- Bóhm, J., Debreczeni, Á. & Gombkötő, I. (2003) PEREBAR – Innovative Groundwater remediation. In The Functioning and Management of the Water – Soil – System at River Basin Scale. *Diffuse Pollution and Point Sources*, BRGM – Bureau de Recherches Géologiques et Mines, p. 437-445: Workshop, Orléans, France, ISBN: 3-937750-00-2.
- Filep, G, Kovács, B., Lakatos J., Madrász, T. & Szabó, I. (2002) *Szennyezett területek kármentesítése* (Miskolci Egyetemi kiadó 2002).
- Lakatos, J., Szabó, I., Csőke, B. & Snape, C.E. (2007) Coals and biomass as active materials for permeable reactive barriers. *Anyagmérnöki Tudományok*, Miskolc, 33 vol. pp. 13-22.
- Lakatos, J., Snape, C.E. & Ulmanu, M. (2003) Transition and heavy metal sorption from multi component system. *Proc of the 4th Intern. Conf. on Carpatian Euroregion Ecology*, Miskolc-Tapolca, 128-134.
- Lakatos, J., Brown, S.D., Snape, C.E. (2002) Coals as sorbent for the removal and reduction of hexavalent chromium for aqueous waste streams. *Fuel*, 81, pp. 691-698.
- Madarász, T. & Tóth, R. (2010) Új generációs reaktív falak alkalmazása talajvíz szennyezések kármentesítésére. *Műszaki megvalósítási modul* ( II. Részletjelentés).
- Szucs, P., Civan, F. & Virag, M. (2006) Applicability of the most frequent value method in groundwater modeling.; *HYDROGEOLOGIA* 14: (1-2) 31-43, Springer.; Impact Factor: 1.288.
- Szucs, P. & Madarasz, T. (2006) Complex hydrogeological modeling of multifunctional artificial recharge options of the Great-Forest Park in Debrecen, Brebbia CA, Antunes do Carmo JS *Water Pollution VIII, Modelling, Monitoring and Management*. Southampton, Boston: WIT Press, pp. 177-184.

## Neues Verfahren für die Phasenerkundung im Altlastenbereich

C. Nitsche  
*BGD GmbH, Dresden, Deutschland*

P. Buckup  
*Bohrlochservice GmbH, Magdeburg, Deutschland*

J. Großmann  
*GICON GmbH, Dresden, Deutschland*

**KURZFASSUNG:** An vielen Altlasten- und Havariestandorten stellen organische Schadstoffe die Hauptkontaminanten im Boden- und Grundwasserbereich dar. Ein entscheidender Unterschied bezüglich der Quellencharakterisierung besteht zwischen den im Wasser gelösten und den in Phase (DNAPL oder LNAPL) vorliegenden Schadstoffen. Bisher war eine eindeutige messtechnische Abgrenzung dieser beiden Situationen mit den zur Verfügung stehenden Messmethoden nicht möglich. Auch das Neutron-Neutron-Verfahren, das aus der Lagerstätten-erkundung oder aus Bohrlochmessungen bekannt ist, war aufgrund der limitierten Strahlenquelle nicht geeignet. Im Ergebnis eines Forschungsprojekts konnte die Verwendung des Impuls-Neutron-Neutron-Verfahrens für die Erfassung von in Wasser gelöster bzw. in Phase vorliegender MKW, BTEX und LHKW nachgewiesen werden. Die teufenorientierte Messung ermöglicht in Verbindung mit einer speziell entwickelten graphisch unterstützten Sofortauswertung eine flexible und effiziente Phasen- und Fahnen erkundung bzw. -überwachung ab einem Messstellen- bzw. Kanalinnendurchmesser von ca. 40 mm. Es ist erstmals möglich, MKW, BTEX und LHKW in komplexen Kontaminationen als in Phase vorliegende bzw. in Wasser gelöste Stoffe nachzuweisen.

Wir danken dem Bundesministerium für Wirtschaft und Technologie für die erteilte Förderung.

### 1 EINLEITUNG

An vielen Altlasten- und Havariestandorten stellen organische Schadstoffe die Hauptkontaminanten im Boden- und Grundwasserbereich dar. Ein entscheidender Unterschied bezüglich der Quellencharakterisierung besteht zwischen den im Wasser gelösten und den in Phase (DNAPL = dense non-aqueous phase liquid oder LNAPL = light non-aqueous phase liquid) vorliegenden Schadstoffen.

Bisher war eine eindeutige messtechnische Abgrenzung dieser beiden Situationen mit den zur Verfügung stehenden Messmethoden nicht möglich. Auch das Neutron-Neutron-Verfahren, das aus der Lagerstätten erkundung oder aus Bohrlochmessungen bekannt ist, war aufgrund der limitierten Strahlenquelle nicht geeignet. Das Ziel des vom BMWi geförderten Projektes „Entwicklung eines neuen Verfahrens mit erforderlicher Messtechnik zur Erkundung von Schadstoffbelastungen in Boden und Grundwasser – ImpNeutronII“ (IW090052) war die Entwicklung eines technisch ausgereiften und zuverlässigen Mess- und Auswerteverfahrens auf der Grundlage des Impuls-Neutron-Neutron-Verfahrens, mit dem die In-situ-Bestimmung von Kontaminationen in Form von gelösten und in Phase vorliegenden organischen Schadstoffen im Grundwasserbereich möglich ist. Um dies erreichen zu können waren folgende Aufgabenstellungen zu bearbeiten:

- Untersuchungen zur Detektionsweite bei punktförmigem oder diffusem Auftreten von Phasenbelastungen,
- Einfluss verschiedener Faktoren auf die Sensitivitäts- bzw. die Nachweisgrenze,
- Eignungsuntersuchungen für das der Auswertung zugrunde gelegte Modell,
- Einfluss von geologischen/lithologischen Komponenten und
- für die Untersuchung wurde auf dem SAFIRA-Gelände in Zeitz ein Messfeld errichtet.

## 2 INN GRUNDLAGEN

Bei dem Impuls-Neutron-Neutron-Verfahren handelt es sich um eine kernphysikalische Methode bei der Neutronen von einer physikalischen Quelle emittiert und abgebremst in ihrer Verteilung als thermische Neutronen mittels entsprechenden Neutronendetektoren registriert werden. In der Abb. 1 wird das Prinzip des INN-Verfahrens an der in diesem Forschungsprojekt verwendeten Zwei-Detektoren-Anordnung dargestellt.

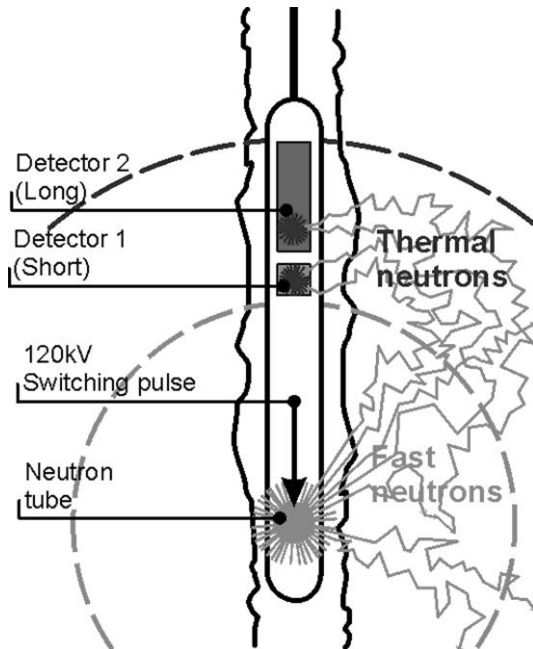


Abb. 1: Das Prinzip des Neutronverfahrens mit zwei Detektoren

Die Verteilung der Intensität thermischer Neutronen wird durch folgende Reaktionen der emittierten Neutronen mit dem umgebenden und zu analysierenden Medium beeinflusst:

- Neutronbremsung,
- Neutroneneinfang und
- Paarbildung.

Die Paarbildungsreaktion ist abhängig von der Energie der ausgestrahlten Neutronen und spielt sich im Bereich höherer Energien über 10 MeV ab. Physikalische Größen wie Dichte, Porosität, Feuchtegehalt u.ä. leiten sich aus dem elementspezifischen Verhalten der emittierten Neutronen ab. Bei Einsatz von D/T-Minitrons (Deuterium und Tritium) werden Neutronen mit einer Energie von 14 MeV ausgesandt.

Bei einer Standard-Clark-Zusammensetzung des durchstrahlten Mediums verteilen sich die prozentualen Anteile der verschiedenen o. g. Reaktionen auf etwa 60/38/2. Unter Berücksichtigung dieser Annahme kann abgeschätzt werden, welche Sensitivitätseffekte erwartet werden können. Für Kohlenwasserstoffe kann im Vergleich zu Wasser mit einer Amplitudenzunahme auf das Doppelte gerechnet werden.

Die verwendete INN-Sonde besteht aus zwei Sektionen- der Generator- und der Elektroniksektion, die auch räumlich getrennt werden können. Jede einzelne Komponente kann aufgabenorientiert individuell gestaltet werden. Detektoren und der zentrale Mikroprozessor bestimmen im Wesentlichen die Leistungsfähigkeit der Sonde. Mit der im Mikroprozessor implementierten Betriebssoftware wird die Messtechnologie unter Anlehnung an methodische Gesichtspunkte vorgegeben. Derartige Gesichtspunkte sind die Schussfrequenz, die Kanalzahl, die Dauer des Messzyklus, die Breite des Registrierfensters und die Messwertkontrolle. Das Ziel der Messungen ist die Aufnahme einer verwendbaren Abklingkurve.

In der Regel werden He3-Zählrohre zur Registrierung thermischer Neutronen genutzt. Bei Registrierung von Neutronen besteht der Vorteil darin, dass es keine Untergrund-Strahlung gibt, natürliche Neutronen aus dem Weltall können dabei vernachlässigt werden.

In der Geophysik wird zur Erzeugung von Neutronen die Fusion von Deuterium und Tritium genutzt:  $D + T \rightarrow 4 \text{ He} + n$ .

Die Reaktionsenergie beträgt 14 MeV. Es gibt zwei Arten von Neutronenröhren, die Ionenstrahlröhren und die Gasgemischröhren. Die Röhren unterscheiden sich beträchtlich im Schussfrequenzverhalten, womit wiederum der Neutronenausstoß pro Schuss beeinflusst wird.

Die von uns verwendete Ionenstrahlröhre ist niederfrequent (Frequenzbereich 1 – 40 Hz). Sie weist im Einzelschuss einen Neutronenausstoß von  $10^8$  Neutronen aus, der sich bei Frequenzerhöhung entsprechend reduziert. Damit steht diese Röhre (Minitron) speziell für Messungen in oberflächennahen Bereichen zur Verfügung, in denen die Bremseigenschaften dominieren.

Bei der Geräteentwicklung sind solche Faktoren wie Fensterbreite, Registrierbreite und Zyklusdauer von Bedeutung und wurden in diesem Forschungsprojekt entsprechend berücksichtigt. Fensterbreite, Registrierbreite und Zyklusdauer müssen aufeinander aufgabenorientiert abgestimmt werden. Soll die volle Abklingkurve aufgenommen werden, dann wird in der Regel die Registrierdauer im Bereich von 2 ms gewählt. Die daraus resultierende Fensterbreite kann mechanisch eingestellt werden oder wird unter sonstigen technisch-methodischen Gesichtspunkten gewählt. Kurze Fensterlängen führen zu geringen Zählraten und entsprechend zu höheren statistischen Schwankungen. Im Rahmen des Forschungsvorhabens wurde eine INN-Sonde mit zwei Detektoren verwendet, deren Abstand hinsichtlich der zu bearbeitenden Zielstellung optimiert wurde.

Die Hardwarekonfiguration bestimmt bis zu einem gewissen Maß das methodische Herangehen. Für die Informationsgewinnung ist es von Bedeutung, eine Abklingkurve mit folgenden Abhängigkeiten zu ermitteln:

$$N_{\log} = N_0 e^{-\tau} \quad (1)$$

$$\tau = \frac{4550}{\Sigma} [\mu\text{s}] \quad (2)$$

Es gilt:

$N_{\log}$  – Registrierte Neutronenemission

$N_0$  – Implementierte Neutronenemission

$\tau$  – Neutronenwirkungszeit (decay time constant), TAU

$\Sigma$  – Neutronen Einfangquerschnitte (capture cross sections), SIGMA

Bei der Berechnung von TAU (Neutronwirkzeit) bzw. der reziproken Größe SIGMA (Neutroneneinfangswahrscheinlichkeit) werden unterschiedliche Ansätze praktiziert wie etwa eine Mehrkomponentenbearbeitung bzw. Zweikanal-Analyse. Diese Art der Interpretation wird hauptsächlich zur Materialidentifizierung genutzt. Da mittlere Abklingkurven zugrunde gelegt werden, wird im Wesentlichen die dominierende Komponente entsprechend der Neutroneneigenschaften bestimmt, es wird sich in der Regel um die Matrix handeln, wenn Gesteine untersucht werden.

Grundsätzlich gilt, dass die Porosität und der Tongehalt einen wesentlichen Einfluss auf die Neutronenwirkungszeit TAU haben. Um den Einfluss des Tons anwendungsspezifisch berücksichtigen zu können, wurden die Modellvorstellungen verwendet, dass die Tonteilchen Bestandteil der Sandmatrix, d.h. darin verteilt sind (Structural Shale).

Lithologische Informationen können aus der zeitlichen Verteilung thermischer Neutronen ermittelt werden oder aus der Berechnung des TAU-Parameters. Es ist bereits bekannt, dass in späten Zeitfenstern in erster Linie eine geologische Beschaffenheit erfasst wird, da die Neutronen mit der Mineralmatrix von Gesteinen in diesem Zeitbereich reagieren.

Da mit dem Modell „Strukturell verteilte Tonanteile“ gerechnet wurde, erfolgte die Anwendbarkeitsüberprüfung für den Ansatz „Totale Porosität“ (Untersuchung des Porositätseinflusses).

Im Ergebnis konnte eine nutzbare Spreizung des Wertebereiches für den Fluidanteil nachgewiesen werden, sodass dieses Modell bestätigt wurde.

Für das INN musste die Vorstellung zur Eindringtiefe neu definiert werden. In der allgemeinen Definition gilt der Bereich als Eindringtiefe, aus dem 90 % der Registrierwerte resultieren. Für das INN kann als Definition angenommen werden, dass die Eindringtiefe die Entfernung/das Volumen darstellt, auf der es zwischen Quelle und Detektor möglich ist, eine auswertbare Abklingkurve zu registrieren. Da die Modelluntersuchungen volumenbezogen erfolgten, ist diese Definition nicht nur fachlich korrekt, sondern steht auch für die erzielten Untersuchungsergebnisse.

In Konsequenz ergibt sich dann eine Genauigkeitsabnahme mit der Entfernung bzw. mit den zu bestimmenden Komponenten im Bereich der Eindringtiefe. Somit ist die Eindringtiefe nicht eine fixierte Größe, sondern hängt von der räumlichen Verteilung von Komponenten im zu untersuchenden Volumen ab.

### 3 TESTFELD

Um die im Rahmen des Forschungsprojektes entwickelte Sonde mit Mess- und Auswertesoftware hinsichtlich der im Kap. 1 benannten Fragestellungen prüfen und optimieren zu können, wurde auf dem SAFIRA-Gelände des Helmholtz-Zentrums für Umweltforschung GmbH (UFZ Leipzig) bei Zeitz eine Versuchsanlage errichtet. Der ausgewählte Standort befindet sich im Randbereich des Betriebsgeländes einer ehemaligen Benzolfabrik. Ausschlaggebend für die Auswahl des Geländes war die bereits gute lithologische Erkundung.

Das Messfeld wurde mit mobilen Sondiereinheiten der Fa. Geoprobe® mit dem Direct-Push-Verfahren durch das UFZ Leipzig errichtet und besteht aus den Messstellen INN 0 und INN SW5 (PE-HD-Rohr ( $\varnothing_{\text{Außen}} = 63 \text{ mm}$ ,  $\varnothing_{\text{Innen}} = 51 \text{ mm}$ ) als Vollrohr mit Filterrohr).

Für die Messreihen wurden Diesel (LNAPL = light non-aqueous phase liquid) und Tetrachlorethen (DNAPL = dense non-aqueous phase liquid) verwendet.

Insgesamt wurden 181 Messungen mit variierenden Phasengehalten bzw. Phasenkombinationen durchgeführt und ausgewertet. Nachfolgende Abb. 2 zeigt die entwickelte und verwendete INN-Sonde vor dem Einsatz im Messfeld.



Abb. 2: INN-Messanordnung mit im Rahmen des Forschungsprojektes miniaturisierter INN-Sonde

#### 4 ERGEBNISSE

In der nachfolgenden Abb. 3 wurden die mit Diesel und Terachlorethen durchgeführten Messungen ausgewertet. Erkennbar sind die signifikant unterschiedlichen Verläufe der funktionalen Abhängigkeit zwischen Zählrate und Phasenvolumen.

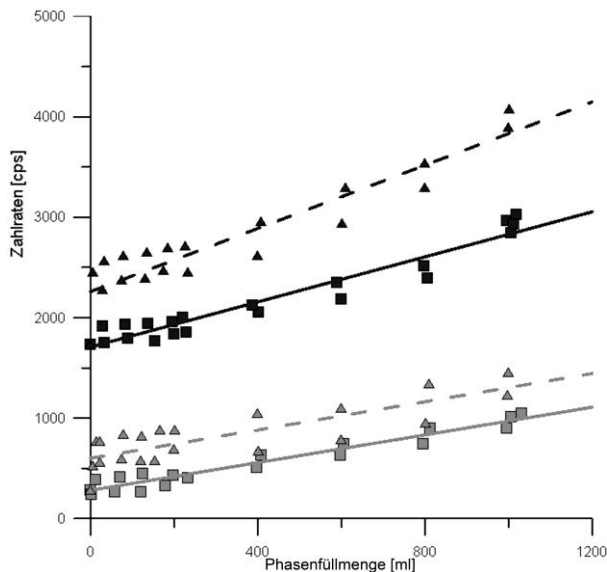


Abb. 3: Ansprache des INN auf Diesel (volle Linie) und LHKW-Füllmengen (gestrichelt dargestellt) mit: langem Messkanal (grau) und kurzem Messkanal (schwarz)

Im Rahmen der im Versuchsfeld durchgeführten Null-Messungen wurde eine Hintergrundbelastung (Verdacht auf Benzen) festgestellt. Im Ergebnis der INN-Messung wurde eine Grundwasserkonzentration von ca. 700  $\mu\text{g}/\text{Liter}$  ermittelt. An einer Grundwassermessstelle, die sich im Anstrombereich des Versuchsfeldes befindet, wurden Benzen-Konzentrationen im Bereich von ca. 900  $\mu\text{g}/\text{Liter}$  analysiert. Dabei ist zu beachten, dass der Kontrollraum bei einer Grundwasserprobenahme geringer ist als bei einer INN-Messung. Um dieses Ergebnis prüfen zu können, wurden Lage und Fahnenausbreitung von Benzol entlang der im Grundwasserabstrom in bestehenden Grundwassermessstellen durchgeführten INN-Messungen mit der im Forschungsprojekt entwickelten Methodik (Software) ausgewertet. Im Ergebnis konnte festgestellt werden, dass Benzol nicht in Phase vorhanden, sondern in Wasser gelöst ist (s. Abb. 4).

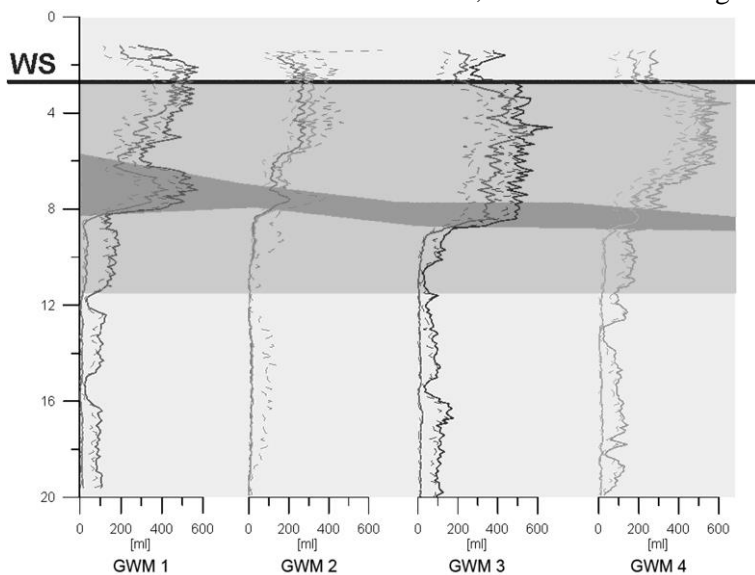


Abb. 4: Lage und Fahnenausbreitung von Benzol entlang der im Grundwasserabstrom in bestehenden Grundwassermessstellen durchgeführten INN-Messungen (Originalmesswerte)

## 5 ZUSAMMENFASSUNG

Im Rahmen des F+E-Vorhabens „Entwicklung eines neuen Verfahrens mit erforderlicher Messtechnik zur Erkundung von Schadstoffbelastungen in Boden und Grundwasser – ImpNeutronII“ (IW090052) erfolgte die Applikation eines Impuls-Neutron-Neutron-Verfahrens für eine belastbare und wirtschaftliche Phasenerkundung mit Abgrenzung der im Wasser gelösten Stoffe.

Im Ergebnis des Forschungsprojekts konnte die Verwendung des Impuls-Neutron-Neutron-Verfahrens für die Erfassung von in Wasser gelöster bzw. in Phase vorliegender MKW, BTEX und LHKW nachgewiesen werden. Die teufenorientierte Messung ermöglicht in Verbindung mit einer speziell entwickelten graphisch unterstützten Sofortauswertung eine flexible und effiziente Phasen- und Fahnerkundung bzw. -überwachung ab einem Messstellen- bzw. Kanalinnendurchmesser von ca. 40 mm. Es ist erstmals möglich, MKW, BTEX und LHKW in komplexen Kontaminationen als in Phase vorliegende bzw. in Wasser gelöste Stoffe nachzuweisen sowie eine gleitende Projektierung, d.h. eine Anpassung des Messregimes mit laufendem Messfortschritt, durchzuführen.

## LITERATUR

- Beckurtz, K.H. & Wirtz, K. (1964) *Neutron Physics*. Berlin; Deutschland: Springer-Verlag.
- Knoll, G.F. (1978) *Radiation Detection and measurements*. Wiley & Sons.
- Buckup, P. (2009) *The Use of a PNN tool for revealing and definition of polluted zones from Zeitz und Bitterfeld in Germany*. 5th BGS Congress Belgrad, 2009, Serbia.
- Buckup, P. (2008) *Möglichkeiten für eine Elementbestimmung mit INN*. 68. Jahrestagung DGG; 2008, Freiberg, Deutschland.
- Knödel, K., Krummel, H. & Lange, G. (2005) *Geophysik*. Berlin; Deutschland: Springer-Verlag, pp. 811-918.
- Kirsch, R. (2006) *Groundwater Geophysics: A Tool for Hydrogeology*, Berlin; Deutschland: Springer-Verlag, pp.321-34.
- Driscoll, F.G. (1986) *Groundwater and Wells*. Johnson Filtration Systems, Inc., St. Paul, MN, 5512.
- Buckup, P., MEADOR & SIDERIS (2000) *The Pulse Neutron Method as an Effective Mean for the Detection of Groundwater*. Presentation EAEG, Bukarest, Romania.
- Schirmer, M., Dahmke, A., Dietrich, P., Dietze, M., Richnow, H.H., Schirmer, K., Godeke, S., Teutsch, G. & Weiss, H. (2006) *Natur Attenuation research at the contaminated megasite Zeitz*. *Journal of Hydrology* 328, pp.393-407.
- Badruzzuman, A. (2005) *Nuclear Logging Technology, Present and Future – An Operating Company Perspective*. *PETROPHYSICS*, Vol.46, No.3, June 2005, p.220-236.
- Serra O. & Serra L. (2004) *Well Logging: Data Acquisition and Applications*, Serralog, Mery Corbon, pp. 626-629 & pp.283-320.

# depSIM: numerische 3D-Simulation – neue Potentiale für alte Deponien

S. Schmuck & R. Widmann

*Fachgebiet Siedlungswasser- und Abfallwirtschaft, Universität Duisburg-Essen, Deutschland*

T. Ricken

*Lehrstuhl Mechanik-Statik-Dynamik, TU Dortmund, Deutschland*

**KURZFASSUNG:** Mit dem Modell depSIM können die wesentlichen Prozesse innerhalb des Deponiekörpers gekoppelt berechnet werden. Als Randbedingungen können die äußere Temperatur, der Druck und die Verschiebung vorgegeben werden. DepSIM ermöglicht eine örtlich und zeitlich differenzierte Berechnung und Darstellung der Temperatur, der Abbaurate der Organik, der lokalen Druckverhältnisse und die daraus resultierenden Gasströmungsgeschwindigkeiten. Durch die detaillierte Berechnung der Gasgeschwindigkeiten an jedem Punkt der Deponie ergibt sich eine wesentliche Verbesserung gegenüber konventionellen Rechenmodellen zur Gasprognose und -erfassung. Diese bisherigen Prognosemodelle basieren auf abgeschätzten Eingangsparametern, die jeweils für eine komplette Deponie oder einen Deponieabschnitt gemittelt werden und keine gekoppelte Berechnung der relevanten Parameter ermöglichen. Dadurch ist eine räumlich differenzierte Betrachtung der Gasproduktion nicht möglich. Doch gerade eine räumlich exakte, quantitative Prognose der zu erwartenden Gasproduktion, die depSIM leisten kann, ist für Deponiebetreiber zur richtigen Dimensionierung der Gasfassung und -behandlung zwingend notwendig. Ebenfalls lassen sich die Gasströme entlang der Deponieoberfläche räumlich und zeitlich differenziert darstellen. Dies ermöglicht eine lokal differenzierte Deponiegasbewirtschaftung mit einer Unterteilung in Bereiche mit aktiver oder passiver Gasfassung oder um die Realisierbarkeit einer Methanoxidationsschicht abzuschätzen.

## 1 EINLEITUNG

Siedlungsabfalldeponien haben ein äußerst inhomogenes und komplexes Innenleben. In ihnen sind Materialien unterschiedlichster Herkunft und Eigenschaft vertreten. Die organischen Bestandteile mit ihrem Potenzial zur Deponiegasbildung stehen hierbei im besonderen Fokus. Unter der Beteiligung verschiedener Bakterien wird das organische Material im Deponiekörper für kurze Zeit aerob, danach die längste Zeit anaerob umgesetzt und das über einen Zeitraum von bis zu 200 Jahren, siehe Abb. 1. Das Endprodukt dieser organischen Umsetzung sind neben Spurenelementen im Wesentlichen Kohlendioxid (ca. 45 %) und Methan (ca. 55 %). Beide Gase werden als Treibhausgase eingestuft, wobei das Methan im Vergleich zu Kohlendioxid eine über das 23-fache höhere Wirkung (aufgrund des COP-Beschlusses ab 2012) auf die Klimaerwärmung hat. Hieraus leitet sich die Auflage ab, dass Deponiegasemissionen kontrolliert abgeführt werden müssen. Solange das Methan in ausreichender Menge und Qualität zur Verfügung steht, kann das Gas z.B. mittels Blockheizkraftwerken verstromt und damit wirtschaftlich genutzt werden. Nimmt die Methangasproduktion ab (siehe Abb. 1) ist eine wirtschaftlich rentable Nutzung des Methangases nicht mehr möglich. Dennoch sind die Deponiebetreiber verpflichtet, auch in der Nachsorgephase die Gasemissionen aus der Deponie zu behandeln. Um die Methanoxidationsschicht optimal auslegen zu können, ist es nötig, sowohl Kenntnis über die anströmende Gasmenge zu erlangen als auch die Grenzfunktionsbereiche der methanotrophen Bakterien zu bestimmen, sodass die Funktionalität der Methanoxidationsschicht auch unter ungünstigen äußeren Betriebsbedingungen gewährleistet werden kann.



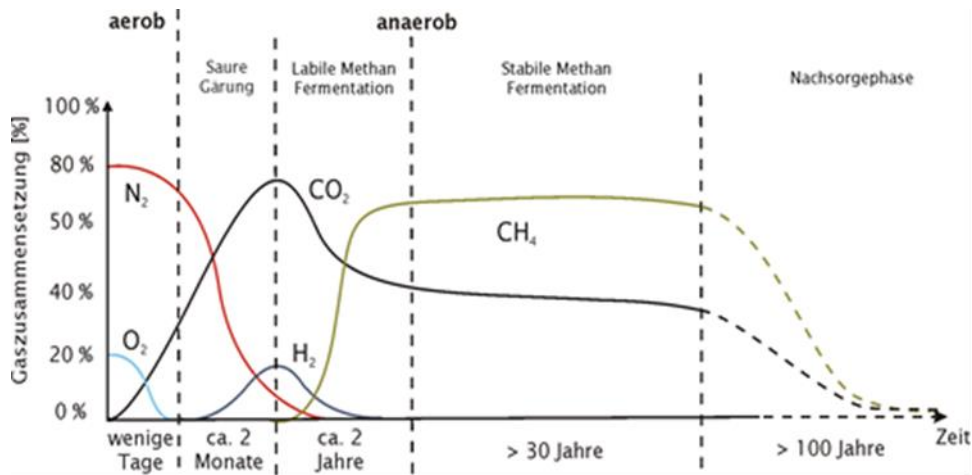


Abb. 1: Zusammensetzung des aus der biologischen Umsetzung resultierenden Deponiegases

Bis heute werden in der Abfallwirtschaft zur Beschreibung der Prozesse einfache Modellansätze verwendet, welche jedoch aufgrund der Komplexität keine verlässlichen Prognosen erlauben, weder in Hinblick auf das zeitliche noch räumliche Verhalten der Deponie. Durch die Nutzung des im Folgenden detailliert beschriebenen Deponiesimulationsmodells (DepSim) ist eine räumlich und zeitlich aufgeschlüsselte Beschreibung und Prognostizierung der Umsetzungsprozesse im Deponiekörper und in Methanoxidationsschichten möglich. Hierzu wird die Genese der Deponie nachgebildet. Das Modell kann mittels historischer Messwerte kalibriert und durch Nutzung der aktuellen Messwerte überprüft werden. Dies ermöglicht valide Prognosen von Setzungen, der Gas- und Wasserphase.

## 2 ANWENDUNGSFALL: DEPONIE

Grundlage für das Simulationsmodell bildet die Theorie der porösen Medien, welche basierend auf den Arbeiten zur Mischungstheorie von Truesdell, C. & Toupin, R.A. (1960), Bowen, R.M. (1980), Bowen, R.M. (1982), de Boer, R. (2000) und Ehlers, W. (2002) entwickelt wurde.

Im Falle der Deponie besteht der Mischungskörper aus einer organischen ( $\alpha = O$ ) und einer anorganischen ( $\alpha = S$ ) Festkörperphase, einer Flüssigphase ( $\alpha = L$ ) und einer Gasphase ( $\alpha = G$ ). In Abb. 2 sind deren Homogenisierung und das Konzept der Volumenanteile veranschaulicht. Die Vorteile der homogenisierten kontinuierlichen Darstellung müssen mit der Formulierung von Interaktionsgrößen für die parallel existierenden Kontinua bezahlt werden, womit die gegenseitige Beeinflussung der Konstituierenden beschrieben werden kann. Korrespondierend zu den Bilanzgleichungen der Masse, der Bewegungsgröße und der Energie werden dazu je Konstituierende ein Massenaustausch-, ein Impulsaustausch- und ein Energieaustauschterm eingeführt. Unter Einbeziehung der Interaktionsgrößen können dann die Bilanzgleichung für die Konstituierenden formuliert werden. Entsprechend Truesdells (1984) drittem metaphysischen Gesetz muss sich die Summe der jeweiligen Interaktionsgrößen zu Null ergänzen, damit der Gesamtmischungskörper wieder als Einphasenmaterial beschrieben werden kann.

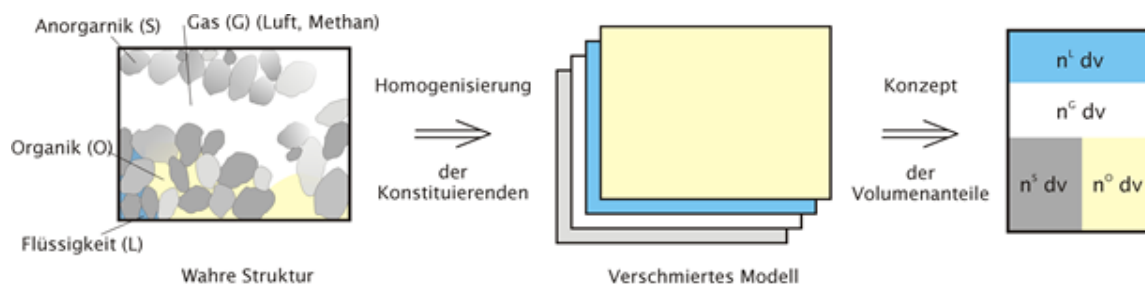


Abb. 2: Homogenisierung und Konzept der Volumenanteile

Die ingenieurtechnische Herausforderung besteht nun darin, für die untersuchte Mischung die Material- und Interaktionsgrößen so zu bestimmen, dass zum einen der Berechnungsaufwand vertretbar ist, zum anderen aber das Materialverhalten noch hinreichend genau abgebildet werden kann. Hierzu empfiehlt es sich, den Mischungskörper gedanklich in eine Makro- und Mikroebene zu unterteilen. Auf der Makroebene werden die einzelnen Phasen unterschieden, welche über die Volumenanteile und ihre unabhängige Bewegung im Modell identifiziert werden können. Für alle Freiwerte, welche auf dieser Ebene berücksichtigt werden, wird ein gekoppeltes Differentialgleichungssystem aufgestellt, welches zum Beispiel im Rahmen der Finiten-Element-Methode numerisch gelöst werden kann. Je nach Aufgabenstellung können neben den Volumenanteilen und der Bewegung auch die Temperatur, chemische Konzentrationen und weitere Größen in die Betrachtung mit aufgenommen werden. Die noch fehlenden Materialgleichungen werden auf der Mikroebene formuliert, wobei als makroskopische Eingangsgrößen die Freiwerte des gekoppelten Differentialgleichungssystems verwendet werden dürfen, siehe Abb. 3.

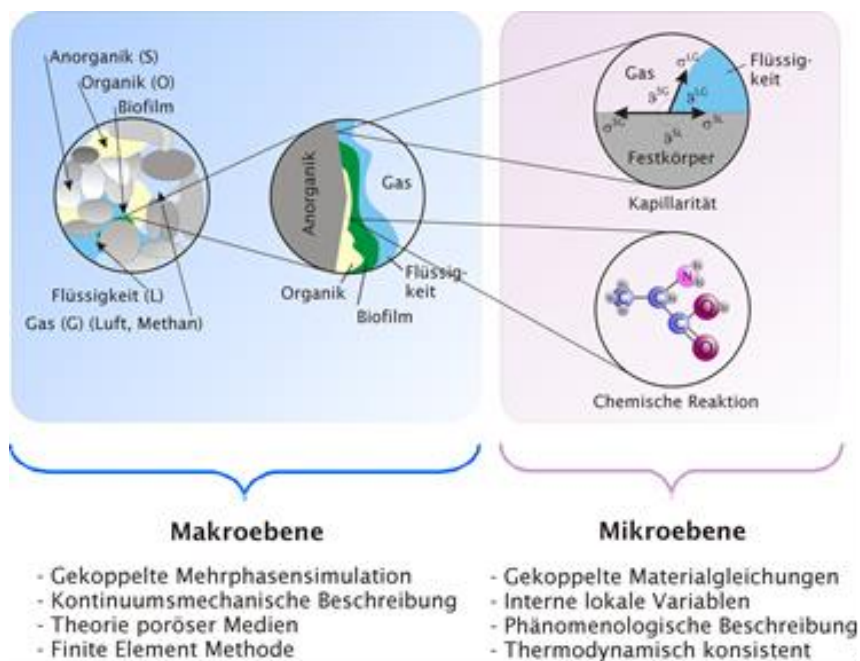


Abb. 3: Zusammenfassung des Modellierungskonzepts

Hier können dann physikalische Phänomene wie die Kapillarität oder chemische Reaktionen wie z. B. Phasenumwandlungen in das Modell integriert werden. Die Beachtung der Restriktionen aus der Auswertung der Entropiegleichung bezüglich des Mischungskörpers sichert dabei die thermodynamische Konsistenz. Die Formulierung der Materialgleichung erfolgt zumeist phänomenologisch, wobei neben den globalen Freiwerten auch interne Variablen verwendet werden können, welche beispielsweise über Evolutionsgleichungen gesteuert werden. Voraussetzung dafür ist bekanntlich, dass die internen Variablen schwach gekoppelt sind und nur einen lokal und keinen graduellen Einfluss auf die Lösung haben. Im Falle der Deponie stellen beispielsweise der pH-Wert und die lokale Bakterienpopulation interne Variablen dar, welche zwar mit der organischen Umsetzung gekoppelt und zeitlich veränderlich sind, ansonsten aber keinen Einfluss auf die Lösung haben. Der organische Massenaustausch beschreibt die Änderungen der organischen Phase durch die bakterielle Aktivität und wird hier exemplarisch als Materialgleichung vorgestellt. Die übrigen konstitutiven Gleichungen können Ricken, T. & Ustohalova V. (2006) entnommen werden.

Nach Monod, J. (1942) ist die Abbaurrate der organischen Substanzen negativ proportional zu der Wachstumsrate der Bakterien und somit zur Methangasproduktionsgeschwindigkeit. Der Proportionalitätsfaktor beschreibt die Abhängigkeit zu den biologischen Reaktionsprozessen. Er wird bestimmt über die maximal aktive Biomasse, die Temperatur, die Substratkonzentration,

definiert als partielle Dichte der feuchten organischen Masse, die pH-Konzentration sowie über möglich Hemmstoffe.

### 3 SIMULATIONSBEISPIEL

Für die Simulation einer Deponie muss eine detaillierte Datensammlung über die Menge und Zusammensetzungen der Deponieabfälle erfolgen, möglichst aufgeschlüsselt mit Zeit- und Ortsangaben der Ablagerung. Darauf aufbauend wird die Geometrie der Deponie elektronisch erfasst, inklusive der Gestalt der zeitlich veränderlichen Ablagerungsabschnitte, was für die Simulation einen wesentlichen Punkt darstellt. Üblicherweise wird die Genese der Deponie für die Simulation in Jahresschritten berücksichtigt, wobei die Berechnungsschritte in Monaten erfolgen. In Abbildung 4 ist der vernetzte Geometriekörper einer Deponie mit vier unterschiedlichen Schüttbereichen dargestellt.

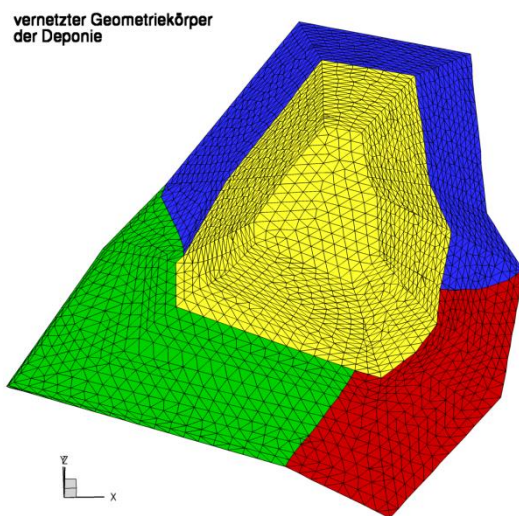


Abb. 4: Vernetzter Geometriekörper einer Deponie

In Abb. 5 sind die numerischen Simulationsergebnisse einer dreidimensional berechneten Deponie dargestellt. Aufgeführt sind die Temperatur, der Organikanteil und die Massenaustauschrate zwischen Organik und Deponiegas nach drei, sechs und neun Jahren. In der Bild sind die gegenseitigen Abhängigkeiten der Variablen Temperatur, Organikgehalt und Massenaustauschrate klar zu erkennen, was zu einer inhomogenen Verteilung dieser Felder führt und exemplarisch am Zeitschritt sechs Jahre (Acht, Spalte b) erläutert wird. Bedingt durch die gegenseitige Abhängigkeit von Temperatur, Abbaurate und Organikanteil kommt es im Kern der Deponie zu einer Verringerung der Abbaurate, da die Deponietemperatur in diesem Bereich über die optimale Umsetzungstemperatur steigt. Als Folge dieser Überschreitung findet die maximale Umsetzung nicht im Innern der Deponie statt, wie zunächst erwartet wurde, sondern in einem Ring zwischen dem Kern und der Oberfläche. In dem Ringbereich wird durch die geringere und somit optimalere Umsetzungstemperatur erreicht, siehe Abb. 5 b (mass exchange rate). Gesteigert wird der Effekt im oberen Bereich durch den Umstand, dass hier im Gegensatz zu dem Bereich unterhalb des Kerns noch genügend organische Bestandteile im Abfallkörper vorhanden sind, siehe Abb. 5 b (organic).

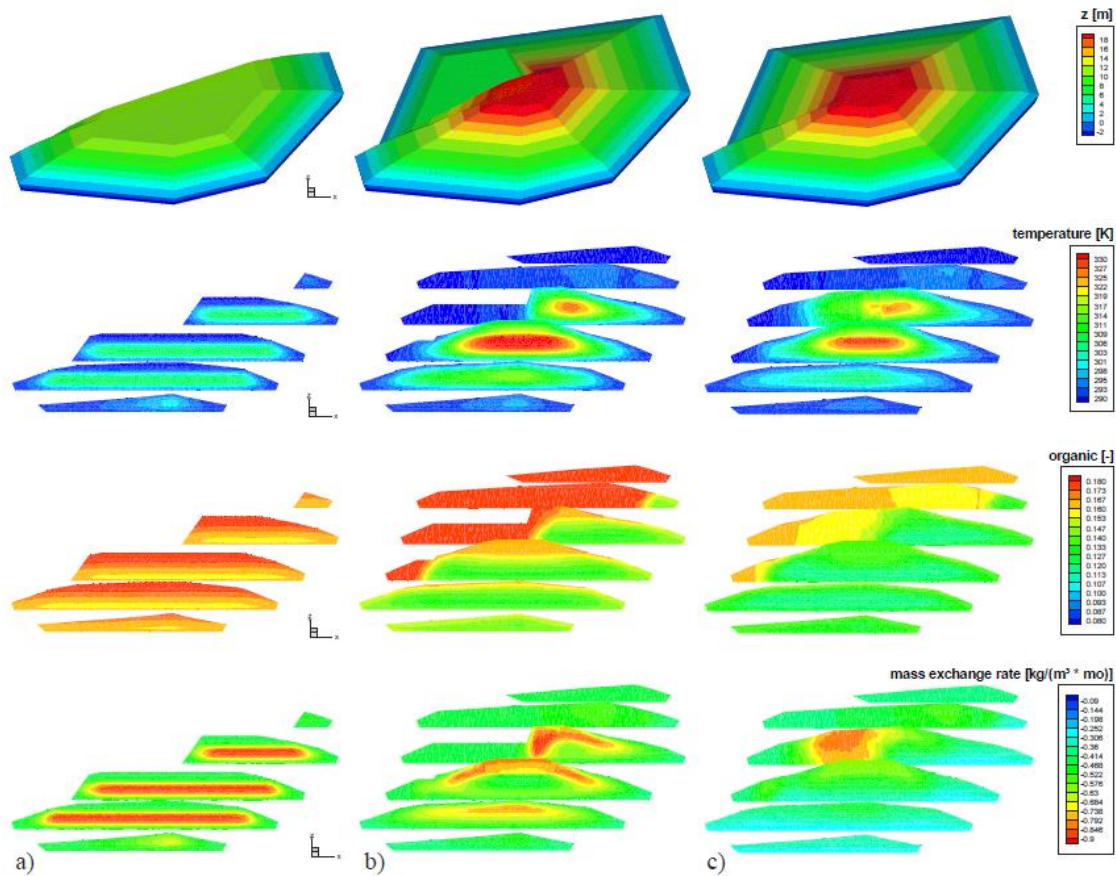


Abb. 5: Simulationsbeispiel zur Methanproduktion mittels DepSim

Das geschilderte Szenario zeigt die große Inhomogenität, welcher die Biodegeneration in der Deponie unterworfen ist. Aus diesem Grund ist es nicht möglich, mit vereinfachten Überschlagsrechnungen das komplexe Deponieverhalten abzuschätzen. Die hierfür in der Praxis z. B. nach Tabasaran & Rettenberger (1987) verwendeten Modelle führen zu Überschätzungen der tatsächlich anfallenden Deponiegasmengen von bis zu 300 %, was aufgrund der dargestellten Inhomogenitäten und gegenseitigen Kopplungen nicht weiter überrascht. Durch die hier vorgestellte Simulation ist es möglich, die Deponiegenese und die innere Inhomogenität zu berücksichtigen, was zu einer wesentlichen Verbesserung der Deponiegasprognose führt. Im nächsten Schritt wird nun die Methanoxidationsschritt in einem Simulationsmodell erfasst, womit schließlich ein geschlossenes Modell zur Bewertung von Deponiegasemissionen bereitgestellt werden kann, was dazu beiträgt, den Ausstoß von klimaschädlichen Gasen zu verringern.

#### 4 ZUSAMMENFASSUNG

Für die Nutzung des Deponiesimulationsmodells (DepSim) werden einige spezifische Daten der Deponie benötigt.

- Benötigte Daten:
  - Meteorologie (Niederschlag, Temperatur, Wind),
  - Emissionen (Wasser-, Sickerwasser-, Gasmenge und -qualität),
  - Deponiekörper (Aufbau, Zusammensetzung, Setzung) und
  - Grundwasserstände.

Die folgenden für eine Deponie relevanten Ergebnisse können analog zum Beispiel Deponiegas mit DepSim in beliebiger Raum- und Zeitauflösung ermittelt werden:

- Deformationen durch Organikabbau:
  - Volumenänderungen des Porenraumes,
  - Setzungen (Basis, Oberfläche, Teilbereiche) und
  - Verformungen (Basis, Oberfläche, Teilbereiche).
- Biochemische Prozesse und Phasenumwandlung:
  - Fest-, Flüssig-, Gasphasen-Übergänge (auch Methanoxidation) und
  - Energie-, Wärmeproduktion.
- Transportprozesse und innerer Wasserhaushalt:
  - Gas,
  - Wasserhaushalt (Oberflächen-, Grund-, Sickerwasser) und
  - Wärme (Temperatur).

Für folgende Anwendungen kann DepSim Entscheidungshilfe sein:

- Optimierung der Deponieplanung:
  - Geometrie (Deponiekörper, Basis, Oberfläche),
  - Bauablauf (Oberflächenabdeckung, -dichtung),
  - Sickerwasserfassungssystem,
  - Deponiegasfassungssystem und Gasemissionen und
  - Nachsorge (Verkürzung der Aktivphase, Sickerwasser, Deponiegas).
- Optimierung des Deponiebetriebes:
  - Wassermengenoptimierung,
  - Gasmengenoptimierung (Tiefenabsaugung),
  - Temperaturverhältnisse (Oberfläche, Basis, Teilbereiche) und
  - Aktiv-Passivsysteme (Methanoxidation, Deponiebelüftung).
- Deponieüberwachung (Zustandsbeschreibung und Prognosen, z.B. 10, 50, 100 a):
  - Wasserhaushalt (Grund-, Oberflächen-, Fremd-, Sickerwasser-Fassung),
  - Deponiegas (Menge, Qualität, Entgasungsanlage, Emissionen) und
  - Setzung – Ablagerungsverhalten.

## LITERATUR

- de Boer, R. (2000) Theory of Porous Media - highlights in the historical development and current state. *Springer-Verlag Berlin*.
- Bowen, R.M. (1980) Incompressible porous media models by use of the theory of mixtures. *International Journal of Engineering Science*, 18, 1129-1148.
- Bowen, R.M. (1982) Compressible porous media models by use of the theory of mixtures. *International Journal of Engineering Science*, 20, 697-735.
- Ehlers, W. (2002) Foundations of multiphase and porous materials, in Ehlers, W. und Bluhm, J. (ed.) Porous Media: Theory, Experiments and Numerical Applications. *Springer-Verlag, Berlin*.
- Monod, J. (1942) Sur l'expression analytique de la croissance des populations bactériennes, en collaboration avec F. Morin. *Rev. Scient.*, 5, 227-229.
- Ricken, T. & Ustohalova, V. (2005) Modeling of thermal mass transfer in porous media with applications to the organic phase transition in landfills. *Computational Materials Science* 32 (3-4), 498- 508.
- Tabasaran, O. & Rettenberger, G. (1987) Grundlage zur Planung von Entgasungsanlagen. Müllhandbuch Nr. 4547, *Erich Schmidt Verlag, Berlin*.
- Truesdell, C. (1984) Thermodynamics of diffusion. In Truesdell, C. (ed.), Rational Thermodynamics. *Springer-Verlag, New York*, 219-236.
- Truesdell, C. & Toupin, R.A. (1960) The classical field theories. In Flügge, S. (ed.): Handbuch der Physik, Band III/1. *Springer-Verlag, Berlin*.
- Ustohalova, V. (2006) Process oriented modeling of long-term behavior impact of landfills in closure care and post closer care – decompositions and transport processes. *Shaker-Verlag, Aachen*.

# Sicherheitsanalyse von Endlagern, befüllt mit atomaren und anderen Abfällen

K. Finsterwalder

*Finsterwalder Umwelttechnik GmbH & Co.KG, Bernau/Hittenkirchen, Deutschland*

**KURZFASSUNG:** In Endlagern sollen die nicht verwertbaren Abfälle über unbestimmte Zeit sicher gelagert werden. Sicher lagern bedeutet, dass die von den Behörden festgelegten Grenzemissionen dauerhaft eingehalten werden. Da die Größe der Emissionen von den Randbedingungen des Endlagerstandortes abhängt und die Größe sich als Funktion der Zeit entwickelt, kann aus heutiger Beobachtung nicht auf die Höhe zukünftiger Emissionen geschlossen werden. Mit dem Simulationsprogramm DESi Variation können unter Berücksichtigung der Varianz der Daten der Emissionsquelle und des Umfeldes die zeitliche Entwicklung und die Größe der Emissionen bestimmt werden. Das ermöglicht, die Wirkung von Maßnahmen zur Minderung der Emissionen aus Endlagern zuverlässig festzustellen und sie unter Berücksichtigung von ökologischen und ökonomischen Vorgaben zu beurteilen.

## 1 EINLEITUNG

Der Begriff Endlager wird vorwiegend im Zusammenhang mit der Lagerung von Atommüll verwendet. Zu Endlagern werden aber alle Deponien mutieren, in denen die nicht mehr benötigten Reststoffe unserer Zivilisation verwahrt werden. Kennzeichnend ist bei der Diskussion über Endlager, dass noch keine Deponie den Status Endlager erreicht hat. Das liegt vor allem daran, dass man glaubt, mit Beobachtung der Emissionen im Rahmen der Nachsorge erkennen zu können, wann eine Deponie zum Endlager mutiert. Die Beobachtung der Emission eignet sich nur zur Gefahrenabwehr, aber nicht zur Vorsorge. Die Vorsorge muss alle erforderlichen Maßnahmen beinhalten, um die Gefahren nicht eintreten zu lassen.

Man kann aber nicht auf der Grundlage von heutigen Beobachtungen auf das zukünftige Verhalten einer Deponie schließen, geschweige denn, eine Aussage über ihre Sicherheit treffen. Es ist deshalb erforderlich, die Risiken, die von Deponien ausgehen, zu quantifizieren, so wie dies für alle sonstigen Bauwerke ganz selbstverständlich verlangt wird. Dieser Mangel in der Beurteilung von Endlagern kann beseitigt werden, wenn die heute übliche Beobachtung durch eine Beurteilung auf der Basis probabilistischer Sicherheitsanalysen ergänzt wird, in der der Standort der Deponie mit den geologischen und hydrogeologischen Gegebenheiten, die Summe der mobilen Deponieinhaltsstoffe, die Klimaeinwirkungen und die Sicherungssysteme berücksichtigt werden. Zum Zeitpunkt der Errichtung der Sicherungselemente müssen die in der Sicherheitsanalyse verwendeten Eigenschaften nachgewiesen werden. Nur so kann eine Schlussabnahme erfolgen, die die Voraussetzung zu einer Beendigung der Nachsorge ist.

Grundlage der Sicherheitsanalyse ist das Stofftransportgesetz (Lapidus 1952), das vor 60 Jahren erstmals formuliert wurde. Es beschreibt die Wanderung von Ionen in porösen Systemen. Die mathematische Formulierung ist eine Differentialgleichung zweiter Ordnung.

$$D \frac{d^2c}{dx^2} + k \frac{l}{n} \frac{dc}{dx} - S \frac{dc}{dt} = A \quad (1)$$

Darin bedeuten:

$D$  Diffusionskoeffizient nach Fick [m/s]  
 $k$  Durchlässigkeitsbeiwert nach Darcy [m/s]

$S$	Sorptionsanteil	[-]
$I$	hydraulischer Gradient	[-]
$c$	Konzentration der gelösten Stoffe im Porenwasser	[kg/m <sup>3</sup> ]
$n$	Porenanteil des Bodens	[-]
$x$	Koordinate $x$ der Transportachse	[m]
$t$	Zeit	[s]
$A$	Ausfällung durch Reaktion des Sickerwasserinhaltsstoffs	[kg]

Diese Differentialgleichung beschreibt den Zusammenhang zwischen Diffusion, Konvektion und Sorption in Abhängigkeit vom betrachteten Ort und der Zeit. Durch ihre Auswertung können die gesuchten Bemessungswerte, d.h. Emissionen, Schadstoffkonzentrationen oder Durchtrittsmengen, bezogen auf den Ort und auf den Zeitpunkt, ermittelt werden. Grundlage der Berechnungen sind die Daten der Deponie, ihrer Inhaltstoffe und ihres Standortes, die mit den typischen Streubereichen ermittelt werden müssen. In der Berechnung erfolgt eine Überlagerung der streuenden Einflussgrößen derart, dass als Ergebnis eine Extremwertbildung aus den ungünstigsten Kombinationen der Streubereiche gebildet wird. Da die Ergebniskurven der einzelnen Kombinationen instationäre Zustände sind, muss jede mögliche Kombination berechnet werden. Die Auswertung der Einzelwerte durch Extremwertbildung ergibt dann die Grenze des möglichen Ergebnisfeldes. Weil diese Grenze die Kombinationen aus den ungünstigsten, bzw. günstigsten aller denkbaren Einflüsse darstellen, ist die Auftretenswahrscheinlichkeit sehr klein. Eine große Auftretenswahrscheinlichkeit haben dagegen die Ergebnisse aus den Mittelwerten, die als Information zusätzlich ausgewiesen werden. Diese sind in den Ergebnisgraphen durch eine Linie im Ergebnisfeld markiert. Die Stoffeigenschaften, die den Gesetzen der Stoffwanderung gemäß Gleichung (1) in Böden zu Grunde liegen, wurden in den Jahren von 1985 bis 1995 systematisch (Mann 1993, Jessberger 1993, Jessberger 1995) untersucht und die Anwendbarkeit der Stofftransportgleichung (1) auf Böden validiert. Das Programm, DESi Variation (Finsterwalder 1988, Finsterwalder 1998), zur Auswertung der Gleichung (1), in Bezug auf das Emissionsverhalten von Ablagerungen über geologische Zeiträume, wurde unter Berücksichtigung der genannten Forschungsergebnisse und der Datenvarianz entwickelt. Es werden alle im Porenwasser vorhandenen Stoffe mit ihrem Molekulargewicht, ihrer Wertigkeit, Halbwertszeit und Ladungsart betrachtet. Das Programm ist validiert und verifiziert (Schulz 2003a, Schulz 2003b). Es werden keine empirisch ermittelten Zusammenhänge verwendet. Deshalb kann das Programm Prognosen über beliebig lange Zeiträume generieren. Durch die Auswertung der Daten durch DESi Variation können die gesuchten Bemessungswerte, d. h. Emissionen, Schadstoffkonzentrationen oder Durchtrittsmengen, bezogen auf den Ort und auf den Zeitpunkt, ermittelt werden. Alle möglichen Emissionsereignisse treten in den Ereignisfeldern auf.

## 2 ENDLAGER FÜR RESTSTOFFE

Durch Kenntnis der möglichen Emissionen einer Deponie oder Altablagerung und deren Veränderung über geschichtliche oder geologische Zeiträume, wird eine auf das Projekt bezogene, reproduzierbare Ermittlung des Gefährdungspotentials möglich. Diese Informationen bilden die Grundlage für die Bemessung der Sicherungsmaßnahmen. Durch Veränderung der Eigenschaften der Abdichtungs- und Abdecksysteme, oder der Randbedingungen, z. B. Wahl des Standortes, können die (Schad-) Stoffemissionen und Frachten beeinflusst werden und gezielt einem vorgegebenen Zielwert angepasst werden. Dadurch ist eine echte Bemessung der Sicherungssysteme möglich. Die für eine Bemessung nach Vorschrift erforderlichen „zulässigen Zustände“ sind von den Behörden als Prüf- und Maßnahmenschwellenwerte vorgegeben, oder sie werden aus der Rückhaltefähigkeit vorgegebener Sicherungssysteme ermittelt. Werden Sicherungssysteme von Endlagern mit atomaren Reststoffen bemessen, muss zusätzlich das Strahlungspotential ermittelt werden. Das verändert sich abhängig von den Stoffkonzentrationen und der Halbwertszeit nach Zeit und Ort. Die Sicherungssysteme müssen so gestaltet werden, dass auch die vorgegebenen Bemessungswerte der Strahlung eingehalten werden. Wenn die technisch dichten Systeme eines Endlagers infolge von Alterung ausfallen, werden die löslichen Stoffe gemäß der Differentialgleichung (1) emittieren. Als Ingenieur kann man dann lediglich die Höhe dieser Emissionen beeinflussen. Betrachtet man auf der Grundlage dieser Erkenntnis die Anforder-

derungen an ein Endlager, dann besteht die Hauptaufgabe darin, die Konvektion zu minimieren und die Sorptionskapazitäten zu maximieren. Dauerhaft bedeutet, dass die Funktion der Sicherung, abhängig von der Abfallart, über einige Jahrhunderte bis zu einigen Hunderttausenden Jahren gewährleistet werden muss. Da man über diese langen Zeiträume nicht davon ausgehen kann, dass die hierfür erforderlichen Systeme regelmäßig gewartet und repariert werden, müssen sie für diese Anforderung speziell entworfen werden. Anhand von Beispielen, Beispiel (a) einer Reststoffdeponie für Schlacken und Beispiel (b) einem Endlager für atomare Reststoffe soll die Vorgehensweise erläutert werden.

Der Fall a) ist dadurch gekennzeichnet, dass die Deponie, wegen ihres insgesamt kleinen Gefährdungspotentials, an der Erdoberfläche angeordnet ist. Das kleine Gefährdungspotential wird aus der Tatsache abgeleitet, dass keine unmittelbare Gefahr für Leben und Gesundheit besteht. Das Gefährdungspotential, das nach der Deponieverordnung (DepV 2009) betrachtet werden muss, um die Deponie aus der Nachsorge zu entlassen, ist in einem Kriterienkatalog zusammengefasst, der grundsätzlich auf alle Endlager angewendet werden kann.

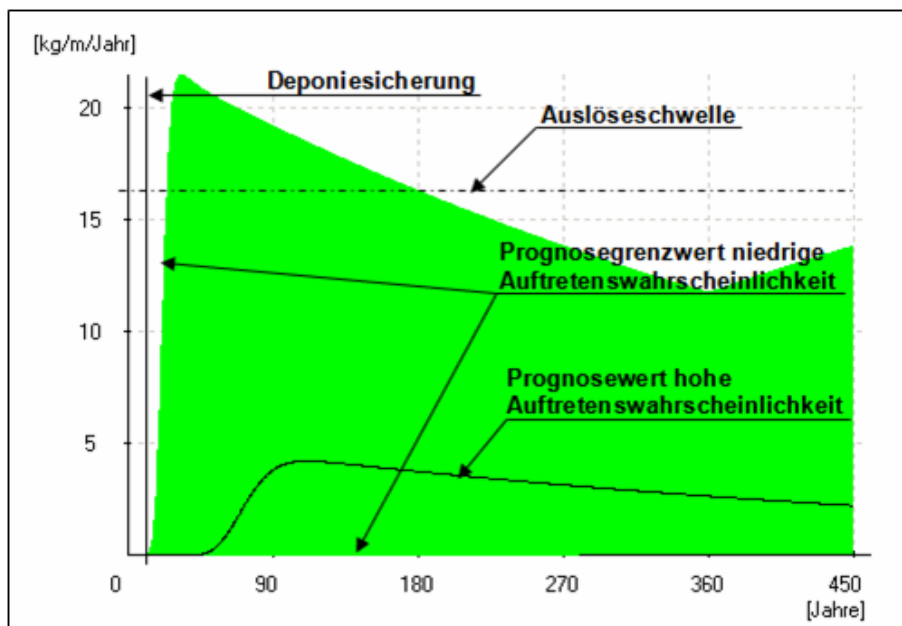


Abb. 1: Emissionsverhalten bei einer Sicherung gemäß Verordnung

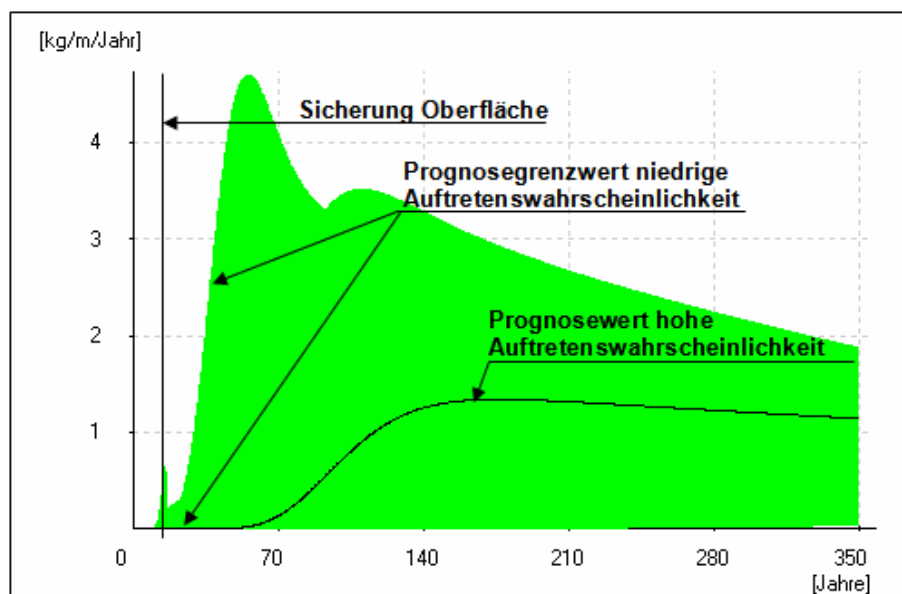


Abb. 2: Emissionsverhalten der Deponie nach Bemessung der Sicherungssystem in Bezug auf die Auslöseschwellen.



### 3 ATOMARE ENDLAGER

Bei der Konzeption atomarer Endlager wird versucht, die Sicherheitsfrage dadurch zu lösen, dass man einen wasserdichten Einschluss des Abfalls für alle Zeiten anstrebt, da dann die Gefahr, die von der Strahlung ausgeht, durch die Wirkung der Halbwertszeit eliminiert wird. Da aber berechnete Zweifel bestehen, ob dieser Einschluss gelingt, wird über die Rückholbarkeit der Abfälle diskutiert. Dabei steht die Haltbarkeit der Behälter im Vordergrund, von der man nicht weiß, wie viele tausend Jahre man ansetzen kann. Deshalb will man in der BRD die Behälter im Salzstock einlagern, von dem man weiß, dass er schon 250 Mio. Jahre besteht. Leider stellt man fest, dass bereits jetzt Wasser eindringt. Da aber Salz wasserlöslich ist, ist das Konzept schon vor der Umsetzung umstritten.

Deshalb soll hier die Frage behandelt werden, was passiert, wenn die Behälter mit radioaktivem Abfall durch Alterung oder andere Einflüsse ihre Dichtwirkung verlieren. Als Beispiel wird eine Lagerung in Tongestein untersucht, wie sie in der Schweiz geplant wird. Tonstein hat eine geringe Durchlässigkeit und verfügt über hohe Sorptionskapazität.

Bei atomaren Endlagern kommt als positiver Effekt gegenüber Chemiegiften hinzu, dass die Radioaktivität, deren Gefährdungspotential im Vordergrund steht, mit der jeweiligen Halbwertszeit der eingelagerten Stoffe abnimmt. Kennt man die Menge des strahlenden Materials an der Austrittsstelle, kann man dieser die noch vorhandene Strahlung zuordnen. Mit den Randbedingungen eines möglichen Standortes, kann man über eine Emissionssimulation dessen Eignung beurteilen. Die Standorte, die aus ökologischen und ökonomischen Gesichtspunkten die besten Ergebnisse versprechen, werden in die engere Wahl einbezogen.

Für das Emissionsverhalten eines atomaren Endlagers im Tonstein wird entsprechend dem Beispiel a) vorgegangen. Der Unterschied besteht im Untersuchungszeitraum, der 4 Mio. Jahre beträgt. Diese Zeitspanne reicht aus, um die Emissionsmaxima für niedrige und hohe Wahrscheinlichkeit zu erfassen. Die genannten Emissionsmaxima werden in den Abständen 5 m, 25 m, und 45 m vom Endlager ermittelt, um den Einfluss der Dicke der Barriere auf das Emissionsverhalten zu zeigen. Dabei werden, wie schon bei dem Beispiel a) gezeigt, die Grenzemissionen unter Berücksichtigung der Varianz der Daten ermittelt. Die Abb. 4 bis 8 zeigen die Risikoverteilung über die Zeit von strahlendem Cäsium mit einer Halbwertszeit von 2 Mio. Jahren bei verschiedenen Dicken der geologischen Barriere. Die Tab. 1 zeigt die zugehörigen Kenndaten für eine Beurteilung der Wirkung.

Aus dem Vergleich der Datenzusammenstellung in Tab. 1 kann man erkennen, dass die Emissionsmaxima bei einer Untersuchung auf der Basis von Mittelwerten im vorliegenden Beispiel bis zum 16-fachen kleiner sind als die Werte unter Berücksichtigung der möglichen Streuungen. Das zeigt, dass es zwingend erforderlich ist, bei einer Standortuntersuchung die Varianz der Daten mit zu berücksichtigen. Die Größe der Emission nimmt mit der Dicke der Barriere deutlich ab. Im Beispiel verringert sich bei einer Barriere von 45m die größte mögliche Emission auf 3 % des Ausgangswertes. Die maximale mögliche Emission tritt erheblich früher ein, als die Emission hoher Wahrscheinlichkeit. Die Form der Fläche, in der Emissionen möglich sind, verändert sich mit wachsender Dicke der Barriere. Zu Anfang ist das Diagramm mit einer hohen Emissionsspitze gekennzeichnet, während es mit fortschreitender Entfernung zur Quelle kleiner und flacher wird.

Tab. 1: Zusammenstellung der Kenndaten Strahlungsmaximum niedrige und hohe Wahrscheinlichkeit

Nr.	Betrachtungsort Abstand Quelle	Strahlung niedrige Wahrscheinlichkeit		Strahlung hohe Wahrscheinlichkeit	
		Strahlendes Material g/m <sup>2</sup> a	Zeitpunkt Jahre	Strahlendes Material g/m <sup>2</sup> a	Zeitpunkt Jahre
1	5 m Ton	1,0005	13.462	0,2115	75.923
2	25 m Ton	0,1418	297.230	0,0102	1.471.077
3	45 m Ton	0,0298	1.103.846	0,00191	3.124.154

Die Emissionsbetrachtungen, wie im Beispiel für Cäsium dargestellt, werden für jeden in Wasser löslichen Stoff der Emissionsquelle durchgeführt. Es lassen sich daraus die Stoffe ermitteln, die für die Bemessung der Barrierendicke maßgebend sind. Dies erfolgt durch den Vergleich mit den einzuhaltenden vorgegebenen Schwellenwerten. Bei dieser Vorgehensweise

befindet man sich in Übereinstimmung mit der Vorgehensweise in anderen technischen Bereichen, nämlich dass es für die Beurteilung der Situation wesentlich ist, die jeweils ungünstigsten möglichen Zustände zu erfassen. Zwischenzustände sind aus der Sicht des Ingenieurs für eine Sicherheitsanalyse von untergeordneter Bedeutung. Die ungünstigsten Reaktionen des betrachteten Systems werden mit den Werten der Auslöseschwellen verglichen. Liegen die denkbaren Emissionen aus der Sicherheitsanalyse unter den Auslöseschwellenwerten, ist die die Eignung der vorgesehenen Barriere aus ökologischer Sicht festgestellt. Werden verschiedene Endlagerstandorte untersucht, wird der Standort gewählt, der aus ökologischer und ökonomischer Sicht am Besten geeignet ist.

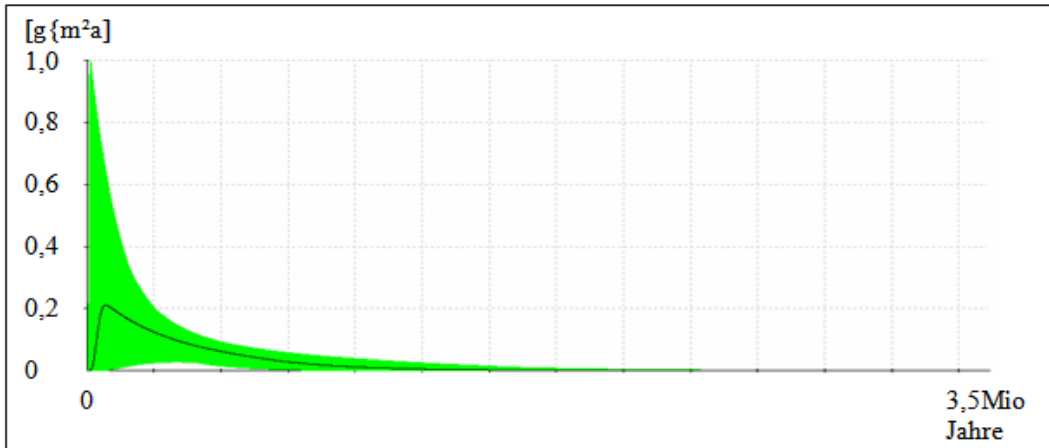


Abb. 3: Schadstoffemission Cäsium in 5 m Abstand

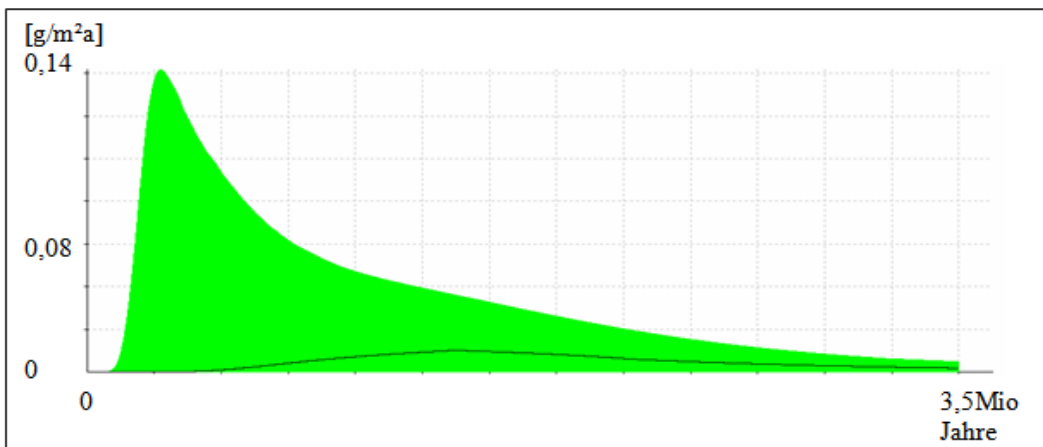


Abb. 4: Schadstoffemission Cäsium in 25 m Abstand

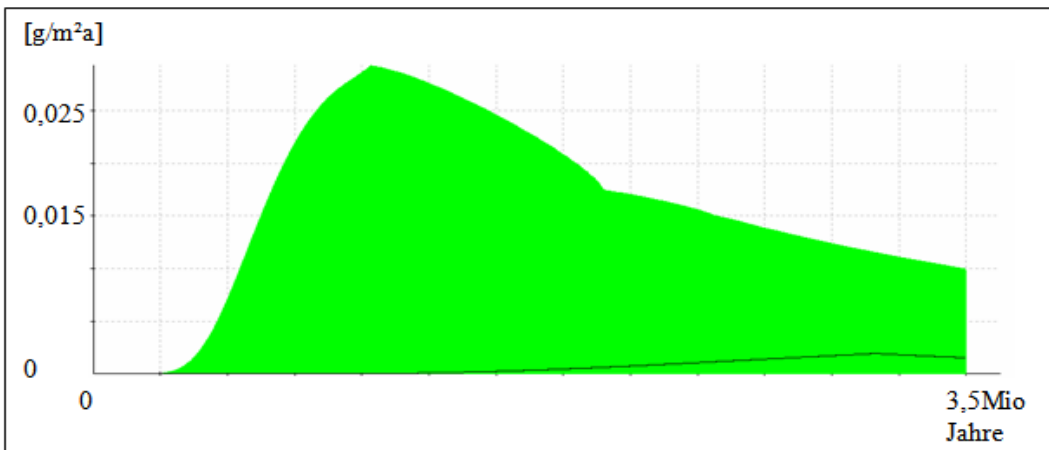


Abb. 5: Schadstoffemission Cäsium in 45 m Abstand

## LITERATUR

- Deponieverordnung 2009 (DepV 2009) Verordnung über Deponien und Langzeitlager 2009.
- Finsterwalder, K. (1988) *Die Deponie eine Abfalllagerstätte für geologische Zeiträume. Workshop: Die Bemessung mineralischer Ummantelungssysteme in Theorie und praktischer Anwendung*. Bochum, Deutschland.
- Finsterwalder, K. & Natterer, B. (1998) *DESi Software zur Simulation von Emissionen aus Deponien und Ablagerungen*. Bernau, Deutschland.
- Jessberger, H.-J., Onnich, K., Mann, U. & Finsterwalder, K. (1993) Versuche und Berechnungen zum Stofftransport durch mineralische Abdichtungen und daraus resultierenden Materialentwicklungen. 2. *Arbeitstagung zum Verbundforschungsvorhaben Deponieabdichtungssysteme. Bundesanstalt für Materialforschung und -prüfung*.
- Jessberger, H.-J., Onnich, K., Finsterwalder, K. & Beyer, S. (1995) Versuche und Berechnungen zum Stofftransport durch mineralische Abdichtungen und daraus resultierenden Materialentwicklungen. 3. *Arbeitstagung zum Verbundforschungsvorhaben Deponieabdichtungssysteme. Bundesanstalt für Materialforschung und -prüfung*.
- Langmuir (1918) The adsorption of gases on plain surfaces of glass, mica and platinum. *Journal of American Chemical Society*, Ausgabe 40, S. 1361-1403.
- Lapidus, Amundson (1952) Mathematics of adsorption in beds VI. The effects of longitudinal diffusion in exchange and chromatographic columns. *Journal of Physical Chemistry*, 56, S. 984-988.
- Mann, U. (1993) Stofftransport durch mineralische Deponieabdichtungen: Versuchsmethodik und Berechnungsverfahren. *Ruhruniversität Schriftenreihe des Instituts für Grundbau*. Heft 19.
- Schulz, H., Finsterwalder, K. & Schmid, J. (2003) Prognose des Vertrauensbereiches der Emissionen und Frachten auf Boden- und Grundwasserpfad am Altstandort „UU“ unter Einbeziehung von Frachtmessungen am Deponierand zur Validierung der Systeme BLACE Variation und DESi Variation.
- Schulz, H., Finsterwalder, K. & Schmid, J. (2003) Prognose des Vertrauensbereiches der Emissionen und Frachten auf Boden- und Grundwasserpfad am Altstandort „UK“ unter Einbeziehung von Frachtmessungen am Deponierand zur Validierung der Systeme BLACE Variation und DESi Variation.

# Toxikologische Tests zur Risikominimierung bei Altlastensanierungsverfahren

K.W. Wruss & O. Mann  
*ESW Consulting WRUSS ZT GmbH, Wien, Österreich*

K.E. Lorber & W. Bursch  
*Montanuniversität Leoben, Leoben, Österreich*

P. Schöberl  
*Wien Energie Gasnetz GmbH, Wien, Österreich*

K.E. Scherr & A.P. Loibner  
*Universität für Bodenkultur Wien, Österreich*

**KURZFASSUNG:** Für die Analyse des Ist-Zustandes zur Beweissicherung vor einer beabsichtigten Sanierung der Altlast Gaswerk Simmering wurde eine umfangreiche Untersuchung des Grundwassers durchgeführt. Dabei wurden neben einigen Routineparametern, auch zum ersten Mal ausgewählte heterozyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (Hetero-PAK) an diesem Altstandort großflächig mitanalysiert. Parallel zur Analytik wurden Leuchtbakterientests durchgeführt und damit wurde auch ein ökotoxikologischer Parameter zur Bestimmung des Ist-Zustandes herangezogen. Die erhaltenen chemisch-physikalischen und ökotoxikologischen Daten aus der Grundwasseruntersuchung sind mittels eines speziellen Grafikprogrammes zweidimensional modelliert worden. Damit wurden Kontaminationsherde (Hotspots) einzelner Verunreinigungen visualisiert. Mit kontaminiertem Bodenmaterial aus zwei unterschiedlichen Hotspots wurden Bioreaktor-Abbauversuche vom IFA-Tulln durchgeführt. Im Rahmen des Projektes FAMOS wurden diese Abbauversuche, durch die Analyse ausgewählter Schadstoffparameter und einer extra dafür zusammengestellten Biotestbatterie, analytisch ergänzt und toxikologisch begleitet. Die Ergebnisse eignen sich sehr gut um zukünftige Veränderungen im Grundwasser während und nach erfolgter Hot-Spot Sanierung zu beurteilen.

## 1 EINLEITUNG

Gaswerksstandorte und Kokereien zeigen sehr typische Boden und Grundwasserverunreinigungen. Es handelt sich dabei um Nebenprodukte der Produktion, wie Teer und Teeröle (PAK, Hetero-PAK) sowie monoaromatische Verbindungen, Kohlenwasserstoffe, Phenole, komplexe Cyanide, Sulfide und Ammonium (Musser 2001, Werner 2008). Die Anzahl derart kontaminierter Standorte in Österreich ist nicht genau bekannt, da es neben ca. 40 Gaswerken (19 davon in Wien) und mehreren Kokereien eine größere Anzahl von Teer und teerverarbeitender Betriebe (z.B. Herstellung von Telefonmasten und Eisenbahnschwellen) gab, sodass die mit PAK kontaminierten Standorte auf über 100 geschätzt werden (Granzin 2011).

Bei der unvollständigen Verbrennung von Kohlenwasserstoffen treten neben PAK eine Reihe weiterer Stoffklassen auf, wobei prozentuell den Hetero-PAK eine größere Bedeutung zukommt. Weiters ist über die Ökotoxizität der Abbauprodukte (bzw. Metaboliten) von PAK bzw. Hetero-PAK wenig bekannt. Den Hetero-PAK kommt insofern eine verstärkte Aufmerksamkeit zu, da durch die Anwesenheit der Heteroatome im Molekül die Wasserlöslichkeit in der Regel höher ist als jene der entsprechenden PAK (Meyer 1999, Sagner 2008). Dies kann die Bioverfügbarkeit erhöhen und auch zu einer größeren Ausbreitung der Kontamination im Grundwasser führen (Werner 2008, Wruss 2006).

Bei diesen komplexen Schadstoffgemischen (Teeröle bestehen aus einigen tausend Komponenten) stellt sich zudem die Frage, inwieweit die Bestimmung der Toxizität von Einzelkomponenten ausreicht um dadurch die Toxizität des Schadstoffgemisches (Mischungstoxizität) beschreiben zu können.

Die vorliegende Arbeit entstand im Rahmen der Dissertation von K. Wruss (Wruss 2011), nachfolgende Ergebnisse und Abbildungen sind dieser Dissertation entnommen.

## 2 METHODEN

### 2.1 Analytik

Die GC-MS Analysen für die aromatischen Heterozyklen und die polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffe (PAK) wurden mit einem Agilent 7890A Gaschromatographen ausgestattet mit einem 5975C Massenspektrometer, nach einer durch die ESW Consulting WRUSS ZT GmbH entwickelten und optimierten Methode durchgeführt.

### 2.2 Biotests

Die Testbatterie wurde vom Verfasser so ausgewählt um ein möglichst breites ökologisches Spektrum abzudecken. Zusätzlich wurde darauf geachtet, standardisierte Testsysteme zu verwenden, um eine möglichst gute Vergleichbarkeit und Reproduzierbarkeit zu bewerkstelligen.

#### 2.2.1 Leuchtbakterien Test (*Vibrio fischeri*)

Bestimmung der Hemmwirkung von Wasserproben auf die Lichtemission von *Vibrio fischeri* (Leuchtbakterientest) entsprechend DIN EN ISO 11348-3. Die Tests wurden von der ESW Consulting WRUSS ZT GmbH durchgeführt.

#### 2.2.2 Kontakttest mit *Thamnocephalus platyurus* (Anostraken)

Für die Toxizitätstests wurde der Testkit „Thamnotoxkit F™“ von der Firma MicroBioTests Inc. eingesetzt. Die Tests wurden von der ESW Consulting WRUSS ZT GmbH durchgeführt.

#### 2.2.3 *Salmonella typhimurium* Reverse Mutation Test (Ames Test)

Der Ames Test wurde in der Abteilung für Toxikologie der Seibersdorf Labor GmbH in Anlehnung an die OECD-Richtlinie 471 und die Council Regulation (EC) No 440/2008, Method B.13/14 von Mag. T. Wolf und Dipl.-Ing. A. Ipser durchgeführt.

### 2.3 Abbauversuche

Die Abbauversuche wurden anhand von speziell vom IFA-Tulln (Universität für Bodenkultur Wien – Interuniversitäres Department für Agrarbiotechnologie) entwickelten Bioreaktoren von Mag. J. Ausserbrunner, MSc durchgeführt.

## 3 ERGEBNISSE

### 3.1 Ist-Zustand Bestimmung

#### 3.1.1 Analytik

Bei den analysierten 16 Hetero-PAK handelt es sich um eine Auswahl die bzgl. des Standortes und ihrer vermuteten toxikologischen Relevanz vom Verfasser getroffen wurde. Als Hauptbestandteile der 16 PAK nach EPA wurden Naphthalin, Acenaphthen, Fluoren, Phenanthren charakterisiert. Auffallend ist, dass das Verhältnis der Hauptbestandteile zueinander stark variiert, gelegentlich findet sich auch nur einer der genannten Hauptbestandteile als dominanter Parameter bei den unterschiedlichen Messstellen. Die Hauptkomponenten bei den 16 Hetero-PAK, die an diesem Standort in erheblichen Mengen nachweisbar waren, sind Benzofuran, Benzothiofen, 4-Methyldibenzofuran und Dibenzofuran.

#### 3.1.2 Grafische Modellierung

Die erhaltenen Messergebnisse der Grundwasseruntersuchung sind vom Verfasser mittels eines Grafikprogrammes zweidimensional modelliert worden. Damit wurden Kontaminationsherde einzelner Verunreinigungen gut sichtbar, zusätzlich erlaubt die statistische Auswertung eine Abschätzung der gesamten Konzentrationsverteilung der betrachteten Parameter innerhalb des beprobten Gebietes.

Durch diese grafische Modellierung konnten sehr gut zwei unterschiedliche Hotspots definiert werden, die jeweils eine charakteristische Schadstoffzusammensetzung aufwiesen (siehe Abb. 1). Es wird vermutet, dass es sich dabei vor allem um Kriegsschäden des Zweiten

Weltkriegs handelt, die einerseits den Standort der ehemaligen Leichtölanlage (Hotspot 1) und andererseits den Bereich der Teerzisterne (Hotspot 2) betreffen.

Hotspot 1 wies auffällig hohe Naphthalinkonzentrationen auf, wohin gegen diese bei Hotspot 2 um mehr als einen Faktor 50 geringer waren (z.B. Naphthalinkonzentration bei Probenahmestelle KB35 (HS1) = 4510 µg/Liter, Probenahmestelle EBR 7 (HS2) = 77 µg/Liter).

Eine weitere Charakteristik von Hotspot 1 war die Konzentration des Parameters ΣBTEX die in diesem Kontaminationsbereich in derselben Größenordnung wie die Konzentration des Parameters ΣEPA-PAK lag. Im Grundwasserabstrom kam es jedoch zu einer wesentlich rascheren Abnahme der Konzentration der ΣBTEX, dies wird auf die bessere biologische Abbaubarkeit dieser aromatischen Einringsysteme zurückgeführt (Musser 2001).

Weitere Interpretationen über Konzentrationsveränderungen entlang der Schadstofffahne werden durch eine Vermischung der Kontaminationen im Grundwasserabstrom erschwert. Diese Ausbildung einer gemeinsamen Schadstofffahne von beiden Hotspots ist ebenfalls aus den Abbildungen der grafischen Modellierung der räumlichen Verteilung der Schadstoffkonzentrationen (siehe Abb. 1) gut zu erkennen.

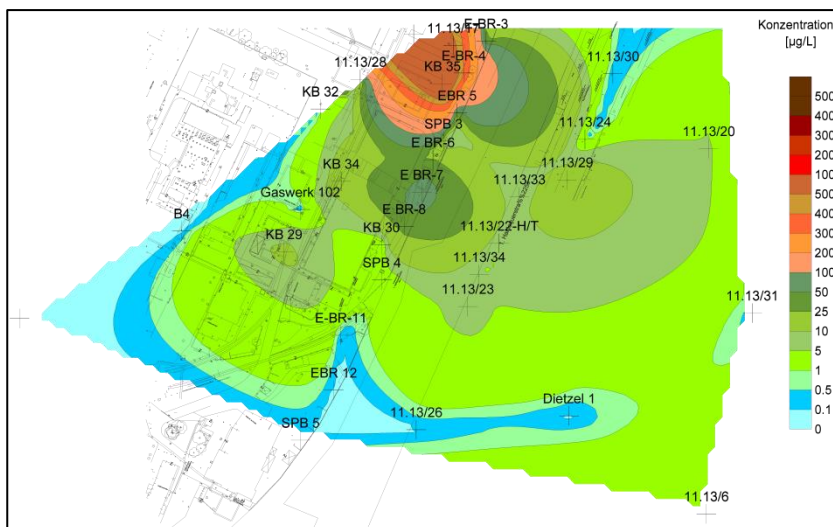


Abb. 1: ΣHetero-PAK-Verteilung im Grundwasser (Wruss 2011)

### 3.1.3 Leuchtbakterientests

Zusätzlich zu den chemischen Analysen wurden Leuchtbakterientests durchgeführt, damit wurde auch ein ökotoxikologischer Parameter zur Bestimmung des Ist-Zustandes der Altlast verwendet. Dieser Parameter kann ebenfalls für eine zukünftige Bewertung des Sanierungserfolges eingesetzt werden. Die Ergebnisse der durchgeführten Leuchtbakterientests stimmen gut mit der Verteilung der betrachteten Kontaminanten im Grundwasser des Gaswerksgeländes überein, mit abnehmender Konzentration der beobachteten Schadstoffe wurde auch eine Abnahme der Leuchthemmung (Erniedrigung der Toxizität) gemessen (siehe Abb. 2).

### 3.1.4 Mikrobiologisches Potential

Für die Abschätzung des mikrobiologischen Potentials des Grundwassers wurden Indikatorparameter (Sulfat, Nitrat, Redoxpotential) für mikrobiologische Abbauprozesse bestimmt. Durch diese Methode konnte mit einfachen Messungen sehr schnell eine Aussage über den oxidativen und mikrobiologischen Zustand des Grundwassers der untersuchten Altlast gemacht werden.

Aus den Auswertungen dieser Parameter ist gut erkennbar, dass der frei zur Verfügung stehende Sauerstoff im Hotspot-Bereich und entlang der Schadstofffahne schon veratmet wurde, auch die Nitrat- und Sulfatzehrung sind schon in einem sehr fortgeschrittenen Stadium (siehe Abb. 3). Damit könnten diese mikrobiologischen Abbauprozesse durch geeignete Zudosierungen von Salzen in das Grundwasser wieder aktiviert werden (Werner 2008), was sich positiv auf eine angedachte in-situ Sanierung auswirken würde. Vorangegangene Studien von Musser (2001) werden durch diese Resultate bestätigt. Das Grundwasser am Standort Gaswerk Simmering weist demnach ein hohes Potential für eine biologische Behandlung auf. Dies führte zu

einem starken Interesse an der Stimulation des biologischen Abbaus am Standort Gaswerk Simmering durch Zugabe leicht dosierbarer Stoffe.

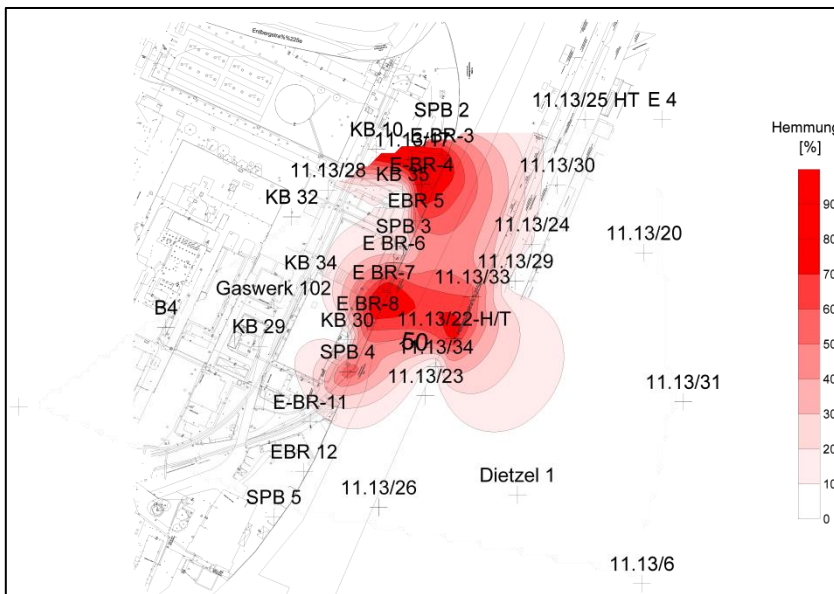


Abb. 2: Grundwasserscreening mit dem Leuchtbakterientest (Wruss 2011)

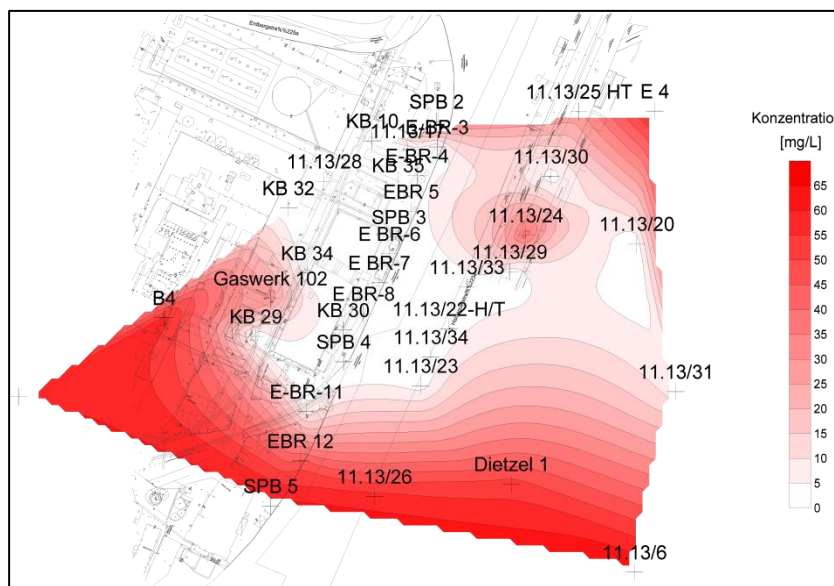


Abb. 3: Nitrat-Verteilung im Grundwasser (Wruss 2011)

### 3.2 Toxikologische Begleitung der Abbauersuche

#### 3.2.1 Analytik

Mit kontaminiertem Bodenmaterial aus den zuvor charakterisierten Hotspots wurden Bioreaktor-Abbauersuche vom IFA-Tulln durchgeführt, diese wurden im Rahmen des Projektes FAMOS durch die Analyse ausgewählter Schadstoffparameter (spezielle Altlastenanalytik) und einer vom Verfasser extra dafür zusammengestellten Biotestbatterie, analytisch ergänzt und toxikologisch begleitet.

Im Rahmen der speziellen Altlastenanalytik wurden unter anderem die zuvor bei der Ist-Zustand Bestimmung ausgewählten 16 Hetero-PAK gemessen und danach analog zu den 16 EPA-PAK ein Summenparameter  $\Sigma$ Hetero-PAK gebildet.

Bei nahezu allen betrachteten Parametern der speziellen Altlastenanalytik ( $\Sigma$ Hetero-PAK,  $\Sigma$ EPA-PAK,  $\Sigma$ Cyanide,  $\Sigma$ BTEX) kam es bis zur 3. Probenahme zu einer Abnahme der Kon-

zentration in den Bioreaktoren, danach wurde vielfach wieder ein Anstieg beobachtet (siehe Abb. 4). Eine mögliche Erklärung für diese beobachteten Konzentrationsanstiege könnte entweder die erfolgte Zugabe von kontaminiertem Grundwasser in die Säule zum Ausgleich nach Prozesswasserverlusten durch die Probenahme sein oder es trat eine Rücklösung des Analyten aus der Festphase in die ungebundene wässrige Lösung (durch Diffusion) auf. Dieser in den Versuchssäulen häufig aufgetretene Konzentrationsanstieg nach der 3. Probenahme wurde bei den Feldmessungen (Ist-Zustand Bestimmung) nicht beobachtet.

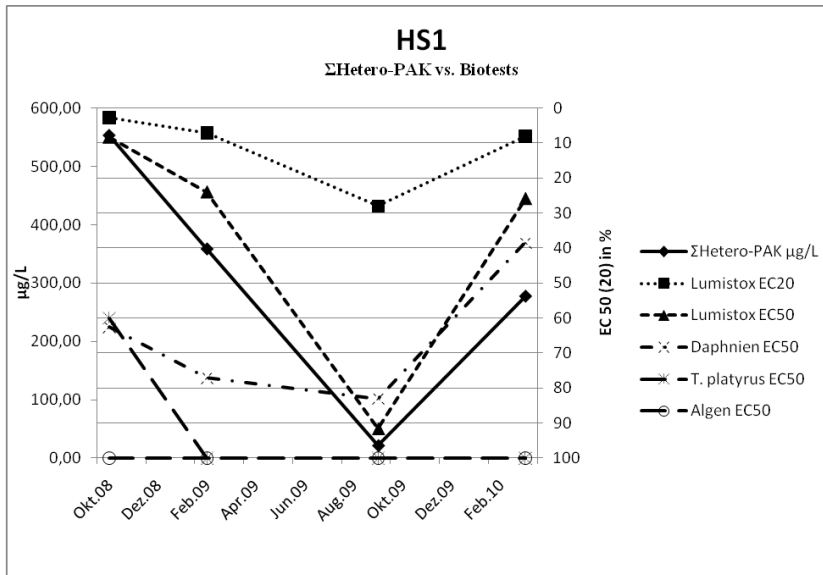


Abb. 4: ΣHetero-PAK vs. EC-Werte Biotests aus Bioreaktor mit HS1 Material

### 3.2.2 Biotests

Da es sich um komplexe Verunreinigungsgemische im Grundwasser handelt, die im Zusammenwirken durch die chemische Charakterisierung nicht ausreichend beschrieben werden können, sind neben den chemischen Untersuchungen Biotests (Leuchtbakterientest, Thamnotoxkid FTM, Algentest, Daphnientest) zur toxikologischen Bewertung der Altlast Gaswerk Simmering herangezogen worden.

Die Ergebnisse der ökotoxikologischen Untersuchung mit dieser zusammengestellten Biotestbatterie stimmten gut mit den Konzentrationen der beobachteten Schadstoffe überein. Bei allen untersuchten Proben trat mit abnehmender Konzentration der untersuchten Schadstoffparameter eine Abnahme der Toxizität auf (siehe Abb. 4). Dies lässt darauf schließen, dass mit hoher Wahrscheinlichkeit mit keiner erhöhten Toxizität, aufgrund von Bildung toxischer Metabolite und/oder erhöhter Bioverfügbarkeit der Schadstoffe während der Abbauprozesse zu rechnen ist.

Dieses Ergebnis wird zusätzlich durch die gewonnenen Daten aus der zuvor durchgeführten Ist-Zustand Bestimmung und weiteren Studien von Sagner (2008) und Werner (2008) unterstützt und begünstigt den Fortschritt eines mikrobiologischen Abbaus während einer In-situ-Sanierungsmaßnahme.

Alle spezifischen Aussagen können natürlich nur auf die angewandte Biotestbatterie bezogen werden, diese wurde jedoch so ausgewählt, dass mit gewissen Einschränkungen eine generelle ökotoxikologische Aussage möglich ist.

Die in dieser Arbeit vorliegenden Korrelationen werden zusätzlich dadurch unterstützt, dass es durch die Versuchsdurchführung bei den Bioreaktor-Abbauversuchen zu schwankenden Schadstoffkonzentrationen gekommen ist, die im übertragenen Sinne wie eine Negativ-Positivkontrolle für die biologischen Testsysteme ausgelegt werden kann (siehe Abb. 4).



#### 4 GESAMTBETRACHTUNG UND AUSBLICK

Durch die Ist-Zustand Bestimmung am Standort der Altlast Gaswerk Simmering und die analytische und toxikologische Begleitung der Abbauersuche des IFA-Tulln (Projekt FAMOS) mit extra für diesen Standort ausgewählten chemischen Sonderparametern und einer zusammengestellten Biotestbatterie konnte ein exakter Ist-Zustand vor einer beabsichtigten Sanierung definiert und ein mögliches Verhalten während einer In-situ-Sanierung simuliert werden.

Aufgrund der hier vorliegenden Ergebnisse und ihrer nachgewiesenen toxikologischen Relevanz wird empfohlen die Substanzklasse der Hetero-PAK im Rahmen der Gefährdungsabschätzung zu untersuchen und in Monitoring-Programme an PAK-kontaminierten Standorten aufzunehmen (Sagner 2008, Werner 2008, Meyer 1999).

Die entwickelte Methode eignet sich sehr gut, um zukünftige Veränderungen im Grundwasser während und nach erfolgter Hotspot-Sanierung zu beurteilen bzw. eine laufende In-situ-Sanierung am Standort Gaswerk Simmering toxikologisch zu begleiten (z.B. durch die Beobachtung und toxikologische Beurteilung des Verhaltens der Schadstofffahne).

Durch die angewendete Kombination von biologischen Testsystemen mit modernster chemischer Analytik können auch komplexe Verunreinigungsgemische wie sie zum Beispiel am Standort Gaswerk Simmering, aber auch bei vielen anderen Altlasten vorkommen, gut beschrieben und toxikologisch eingeschätzt werden.

Durch die in dieser Arbeit beschriebenen Untersuchungen können die Auswirkungen von in-situ Sanierungsverfahren – Unterstützung der natürlichen Bioaktivität des Bodens – beschrieben und beurteilt werden. Der zusätzliche biologische Bewertungsansatz betont die ökotoxikologische Wirkung von Umweltchemikalien und weniger das Vorkommen der möglichen Kontaminanten. Biologische Verfahren, die die Wirkung von Schadstoffen auf Lebewesen bewerten, sind eine Voraussetzung um Umweltbelastungen sinnvoll beschreiben zu können (Wruss 2006, Ahlf 2001).

#### LITERATUR

- Ahlf, W. (2001) *Biotests an Sedimenten*. Handbuch Angewandte Limnologie, Kapitel V-3.6.1,12. Erg. Lfg. 5/01, Ecomed Verlag.
- Granzin, S.& Valtl, M. (2011) *Verdachtsflächenkataster und Altlastenatlas*. Report Rep-0327, Wien, Österreich, Umweltbundesamt.
- Meyer, S. (1999) *Mikrobieller Abbau typischer Teeröl-PAK und Hetero-PAK (N,S,O) in einem Modellbodenhorizont*. Dissertation, Institut für Biochemie und Lebensmittelchemie, Universität Hamburg.
- Musser, S. (2001) *Sicherung und Sanierung von PAK – belasteten Gaswerksstandorten*. Diplomarbeit, Technische Universität Wien.
- Sagner, A. (2008) *Vorkommen, Toxizität und mikrobiologische Abbau heterozyklischer Kohlenwasserstoffe*. Dissertation, Fakultät für Forst-, Geo- und Hydrowissenschaften, Technische Universität Dresden.
- Werner, P., Börke, P.& Hüßers, N. (2008) *Leitfaden Natürliche Schadstoffminderung bei Teerölaltlasten*. KORA - Themenverbund 2 „Gaswerke, Kokereien, Teerverarbeitung, (Holz-) Imprägnierung“ Deutschland, TU Dresden.
- Wruss, K. (2006) *Beurteilung der Bioverfügbarkeit von org. Stoffen in kontaminierten Sedimenten durch die Anwendung von Toxizitätstests*. Diplomarbeit, Technische Universität Wien.
- Wruss, K. (2011) *Toxikologische Tests zur Risikominimierung bei Altlastensanierungsverfahren*. Dissertation, Institut für nachhaltige Abfallwirtschaft und Entsorgungstechnik (IAE), Montanuniversität Leoben.

# Sanierung Deponie Bonfol: Technisch und organisatorisch eine Herausforderung

A. Aeby

*Projektleiter und Sicherheitsbeauftragter der bci Betriebs-AG, Basel, Schweiz*

**KURZFASSUNG:** Die Sondermülldeponie nahe dem jurassischen Dorf Bonfol (CH) wird im Auftrag der Basler Chemischen Industrie (BCI) definitiv saniert. Dabei werden die 114.000 Tonnen zumeist chemischen Abfälle, die in den 1960er- und 1970er-Jahren in einer Tongrube eingelagert wurden, komplett ausgehoben. Während gut zehn Jahren wurden für dieses Pionierprojekt die Rahmenbedingungen geklärt, dann Arbeiten geplant, vorbereitet und eine umfangreiche Infrastruktur errichtet.

Im April 2010 begann der Abfallaushub mit einem ferngesteuerten Kran-Greifer-System in der Aushubhalle. Die Abfälle werden für den Transport stabilisiert und in Spezialcontainer verladen. Dann werden die Abfälle per Bahn in die Sonderabfallverbrennungsanlagen in Deutschland oder Belgien gebracht und fachgerecht entsorgt. Seit Beginn der Arbeiten sind bereits mehr als 50.000 Tonnen Abfälle ausgehoben worden. Nach Abschluss der Sanierung 2015 soll die Grube mit Erde aufgefüllt und das Areal wieder mit Bäumen bepflanzt werden.

Dr. Anton Aeby, Projektleiter und Sicherheitsbeauftragter der bci Betriebs-AG, erklärt die Umsetzung des Konzepts und berichtet aus dem Alltag der definitiven Sanierung.

## 1 EINLEITUNG

2000 wurde auf der Basis der schweizerischen Altlastenverordnung die Sanierung der Sondermülldeponie Bonfol im Kanton Jura (Nordwestschweiz) gefordert. Seitdem arbeiten zahlreiche Experten daran, modernste Technik in vielen Bereichen zusammenzuführen und aufeinander abzustimmen. Denn bislang gibt es weltweit kaum Erfahrungen mit der definitiven Sanierung einer rund 180 Meter langen, rund 120 Meter breiten und bis zu 10 Meter tiefen Deponie, die zum überwiegenden Teil Abfälle aus der chemischen Produktion enthält. Die Planung und Umsetzung dieser Aufgabe ist eine Pionierleistung im Altlastenmanagement, die die Basler Chemische Industrie dem Projektteam der bci Betriebs-AG übertragen hat. Für rund 350 Mio. Schweizer Franken werden nun bis 2015 die 114.000 Tonnen Abfälle ausgehoben und off-site verbrannt. Die Erfahrungen seit Beginn des Abfallaushubs im April 2010 sind – trotz einer Feststoffexplosion ohne Verletzte in der Aushubhalle – durchaus positiv und lehrreich.

## 2 DIE DEPONIE IST EIN ERBE UNSERER VERGANGENHEIT

Die jurassische Gemeinde Bonfol liegt im Nordwesten der Schweiz, an der Grenze zu Frankreich. In einer ehemaligen Tongrube lagerten die Basler Chemische Industrie (BCI), der Kanton Bern, das regionale Gewerbe sowie die Schweizer Armee von 1961 bis 1976 auf einer Fläche von 20.000 m<sup>2</sup> rund 114.000 Tonnen Sonderabfälle ab, teils in Fässern und teils lose. 1976 wurde die Deponie Bonfol stillgelegt und mit einem Tondeckel versehen.

Die Ablagerung von Abfallprodukten aus der Chemieproduktion in der undurchlässigen Tongrube von Bonfol galt in ihrer Zeit als vorbildlich und richtungweisend. Mit den verbesserten technischen Möglichkeiten der Abfallentsorgung und dem gestiegenen Umweltbewusstsein ist die Deponie aber mehr und mehr zu einer Hypothek für die Zukunft geworden.

Zwischen 1986 und 1995 wurden ausgedehnte Sicherungsmaßnahmen getroffen, damit eventuelle Einwirkungen der Deponie für die Umwelt möglichst gering bleiben und schnell festgestellt werden können: ein Drainagesystem, eine Kläranlage, eine neue Abdeckung und die Erweiterung des Überwachungssystems. Heute umfasst das Überwachungskonzept 75 Kontroll- und Messstellen im Oberflächen- und Grundwasser.

Im Jahr 2000 haben sich der Kanton Jura und Vertreter der Basler Chemischen Industrie auf eine Vereinbarung über die definitive Sanierung der Sondermülldeponie geeinigt. Das Sanierungsprojekt gemäß Altlastenverordnung sieht vor, mit dem Aushub der Abfälle 99 % aller Schadstoffe zu entfernen und in externen Sonderabfallverbrennungsanlagen zu entsorgen. In der Folge soll der belastete Anteil des Deponiesaums abgetragen und thermisch behandelt werden.

Die Sanierung wird unter Berücksichtigung der geltenden kantonalen und eidgenössischen Gesetzgebung und deren Ausführungsbestimmungen durchgeführt. Die Einhaltung wird durch die kantonalen und die eidgenössischen Behörden überwacht.

In einer Vereinbarung mit dem Kanton Jura hat sich die BCI bereit erklärt, über die gesetzlichen Vorgaben hinaus die Sanierungskosten zu tragen. Die Projektkosten werden auf rund 350 Mio. Schweizer Franken (ca. 280 Mio. Euro) geschätzt. Der Zeitplan sieht vor, die Sanierung bis 2015 fertig zu stellen.

### 3 EIN MASSGESCHNEIDERTES SANIERUNGSKONZEPT

Die bci Betriebs-AG hat mit Experten, Planungs- und Sanierungspartnern seit einer frühen Phase des Projekts das beste Vorgehen beraten. Zahlreiche Spezialfirmen führen seitdem hochstehendes Know-how und anspruchsvolle Technik unterschiedlichster Bereiche zusammen und stimmen Abläufe und Anforderungen aufeinander ab. So musste zum Beispiel die komplette Infrastruktur in diesem Waldgebiet eingerichtet werden, beginnend mit der Erschließung mit Strom und Wasser, Terrassierung, befestigten Straßen und asphaltierten Flächen, Telefon- und Datennetzen, Bürocontainern, über den Bau der immensen Aushubhalle und weiterer Gebäude und eines Gleisanschlusses, bis zu zahlreichen Apparaturen und Sicherheitseinrichtungen.



Abb. 1: Mai 2010: Der geöffnete Kran-Greifer wird in die Abfälle herabgelassen. Deutlich ist der Farbunterschied zwischen dem Tondeckel und den tiefschwarzen Abfällen erkennbar.



Abb. 2: Mai 2011: Der ferngesteuerte Bagger gibt die Abfälle in den Schredder, der Brocken zerkleinert und Gefäße öffnet. So wird das Explosionsrisiko für nachfolgende Arbeiten vermindert.

Gemäß Sanierungskonzept werden alle Abfälle in der geschlossenen und ventilerten Aushubhalle mittels eines ferngesteuerten Kran-Greifer-Systems ausgehoben und in eine Triage-Wanne abgekippt. Ein ferngesteuerter Bagger gibt die Abfälle in einen Schredder, der Abfallbrocken zerkleinert und möglicherweise noch geschlossene Gebinde öffnet. Die Abfälle werden

dann mit einem Transportsystem in die Vorbereitungshalle abgekippt. Dort werden Proben genommen und mittels chemischer und physikalischer Verfahren analysiert, um die wichtigsten Parameter für die Arbeit vor Ort, für den sicheren Transport und schließlich für die Verbrennung zu kennen. Es können z.B. zu feuchte Abfälle mit Sägemehl stabilisiert oder der pH-Wert eingestellt werden. In der Folge werden die Abfälle in Spezialcontainer verfüllt, die in einer Dekontaminierungsschleuse gereinigt werden, bevor sie die Vorbereitungshalle verlassen.

Die Container mit rund neun Tonnen Inhalt werden im Freien zwischengelagert und danach per Bahn über Porrentruy und Basel nach Deutschland oder Belgien zur fachgerechten Verbrennung gefahren. An den modernen Sonderabfallverbrennungsanlagen (SAVA) werden die Abfälle in Drehrohrofen bei rund 1200 °C verbrannt. Dabei werden die organischen Schadstoffe zuverlässig zerstört. Eine mehrstufige Abluftreinigung und eine ständige Überwachung stellen sicher, dass die Abluftwerte bei der Abfallentsorgung in den SAVA die geltenden Umweltvorschriften einhalten.

Neben dem Sonderabfall fallen beim Aushub in Bonfol auch andere Materialien wie beispielsweise kontaminierter Ton des Deponiesaums in großer Menge an. Verunreinigtes ausgehobenes Tonmaterial vom Deponiesaum wird in der Bodenhalle zwischengelagert und je nach Kontaminierungsgrad extern in einem Zementwerk in der Schweiz oder in einer thermischen Bodenbehandlungsanlage im Ausland entsorgt. Der ausgehobene, nicht belastete Anteil an Bodenmaterial (z. B. vom Deponiedeckel) wird vor Ort zwischengelagert und wieder in die geleerte, sanierte und durch die Behörden abgenommene Grube eingebaut werden.

#### 4 EIN UMFASSENDES SICHERHEITSKONZEPT

Im Zuge der Planungsarbeiten für die Sanierung der Sondermülldeponie Bonfol hat die bci Betriebs-AG gemeinsam mit den Behörden und Sicherheitsexperten ein umfassendes Sicherheitskonzept ausgearbeitet, das auf Risikoanalysen, unter anderem im Rahmen der eidgenössischen Störfallverordnung, basiert. Die bedeutendsten Risiken sind Brand oder Explosion an der Abfallfront in der Aushubhalle.

Diese Risiken werden mit technischen, organisatorischen und individuellen Schutzmaßnahmen auf ein akzeptables Minimum reduziert. Sie werden im Projektverlauf periodisch neu analysiert. Wenn sich zusätzliche oder erhöhte Risiken ergeben, führt dies zu entsprechenden Maßnahmen oder Anpassungen im Projekt.

Das Sicherheitskonzept beinhaltet weitreichende Präventivmaßnahmen sowie detailliert vorbereitete Abläufe, die im Ereignisfall eine rasche Intervention sicherstellen und die Auswirkungen auf Mensch und Umwelt minimieren. Dabei kommen beispielsweise im Brandfall technische Maßnahmen wie feuerfeste Materialien, Branddetektoren, wärmeempfindliche Infrarotkameras, automatische Sprinkler- und Sprühflutanlagen zum Einsatz. Ebenso wurde eine Krisenorganisation aufgebaut, der neben den Blaulichtorganisationen (Feuerwehr, Polizei, Rettungsdienste) auch Arbeitsmediziner, Fachleute für Luftmessungen sowie für Boden- und Wasseranalysen angehören.

Regelmäßige Übungen mit den kantonalen Einsatzkräften haben die Funktionstüchtigkeit der Krisenorganisation aufgezeigt.

#### 5 DIE SANIERUNG IM ALLTAG UND NOTWENDIGE ANPASSUNGEN

Im April 2010 wurde die Deponiesanierung mit dem Aushub der ersten Abfälle gestartet. Während einer Pilotphase von drei Monaten konnte ohne Zeit- oder Mengendruck die Technik und Abläufe bei Aushub, Analyse, Vorbereitung und Abfüllen der Abfälle und dem Handling der speziell angefertigten Container getestet werden. Das Logistik- und Entsorgungskonzept wurde ebenfalls eingehend erprobt. Der vorbereitete Sondermüll wird in Spezialcontainern per Bahn zu

den externen, modernen Sonderabfallverbrennungsanlagen transportiert. Durch den Transport per Bahn werden das Risikopotenzial und die Umweltbelastung minimiert.

### 5.1 *Eine Explosion in der Aushubhalle*

Am 7.7.2010 ereignete sich um 14 Uhr, nach Ende des Abfallaushubs, eine Explosion in der Aushubhalle. Ein Mitarbeiter, der in einem speziell geschützten Bagger den Deponiesaum von Abfallresten reinigte, konnte aus eigener Kraft die Halle verlassen. Wegen einer geborstenen Seitenscheibe hatte er leichte Schnittwunden am Unterarm, war sonst aber unverletzt. Auf die Explosion folgte kein Brand; die durch die Druckwelle geöffneten Türen und Dachluken der Aushubhalle konnten rasch geschlossen werden, so dass Luftmessungen in der Umgebung keine Auswirkung der Explosion zeigten. Die Bevölkerung und Medien wurden über die Explosion und die Vorgänge informiert.

Sofort nach der Explosion hat die bci Betriebs-AG den Aushub und die weiteren Arbeiten unterbrochen. Die Schäden der Explosion an Halle und Gerätschaften wurden von Fachunternehmen und unter schärfsten Sicherheitsauflagen repariert. Die wissenschaftliche Untersuchung hat ergeben, dass die chemischen Reaktionen einer Mischung aus Chloraten mit organischen Substanzen, ausgelöst durch das Aufsetzen der Baggerschaufel, die wahrscheinlichste Explosionsursache sei. Historische Untersuchungen identifizierten als wahrscheinlichste Herkunft der Chlorate, dass diese in kleinen Mengen aus Laboren oder Pilotanlagen als Abfall nach Bonfol kamen.

Basierend auf diesen Erkenntnissen hat ein Expertengremium zahlreiche Möglichkeiten erarbeitet, evaluiert und weiterentwickelt, wie mit bestmöglicher Sicherheit die Sanierung wieder aufgenommen werden könnte. Angesichts der Annahme, dass weitere kleinere Ansammlungen von Chloraten oder Substanzen mit ähnlichen Eigenschaften im Deponiekörper nicht ausgeschlossen werden können und somit weitere ähnliche Vorkommnisse möglich sind, wurden sowohl präventive als auch Schutzmaßnahmen erarbeitet.

Die Realisierung dieser Maßnahmen verlangte erneut die Umsetzung technischer Ansprüche auf höchstem Niveau auf die spezielle Situation dieser Sanierung. Dies spielte beispielsweise bei der digitalen Übertragung von Bild- und Fernsteuerungsdaten der Bagger in einer geschlossenen Halle mit Stahl- und Betonstruktur eine große Rolle oder im Hinblick auf den Brand- und Explosionsschutz der neuen Einrichtungen. Auch am Betriebsablauf wurden zahlreiche Anpassungen vorgenommen. Das Personal wurde eingehend auf die neuen organisatorischen Vorgaben geschult.

### 5.2 *Wiederaufnahme der Arbeiten mit Abfällen*

Nach Prüfung aller Dokumente und Einrichtungen sowie mit den positiven Erfahrungen aus der Testphase mit Inert-Material haben die Aufsichtsbehörden des Kantons Jura Mitte Mai 2011 die Erlaubnis zur Wiederaufnahme der Sanierungsarbeiten mit Abfällen erteilt. In der weiteren Pilotphase des Abfallaushubs wurden die zusätzlich ergriffenen Sicherheitsmaßnahmen und angepassten Prozesse getestet. Die bci Betriebs-AG und ihre Sanierungspartner erreichten seit Oktober 2011 die geplante durchschnittliche Wochenleistung von 800 Tonnen unter Einhaltung strengster Sicherheitsmaßnahmen. Im Mai 2012 erteilte der Kanton Jura dann die unbefristete Betriebserlaubnis für die Sanierung. Bis Juli 2012 wurden bereits rund 50.000 Tonnen Abfälle ausgehoben.

### 5.3 *Sicherheit für Menschen und Umwelt*

Zum Schutz der Mitarbeitenden, wurden die Prozesse weitreichend automatisiert und ferngesteuert. So kommen in der Aushubhalle keine Mitarbeitenden mehr zum Einsatz, wenn Abfälle bewegt werden. Auch in der Vorbereitungshalle wurden die Arbeitsabläufe mit möglichst wenig Mitarbeiterinsatz konzipiert. Aus den Erfahrungen der Pilotphasen konnten die Einsätze von

Betriebspersonal in Vollschutzausrüstung weiter reduziert und damit u.a. auch die Expositionszeiten wesentlich verringert werden.

Um die Umwelt bestmöglich zu schützen, wird das gefasste Sickerwasser aus der Aushubhalle abgeführt, zwischengelagert und entweder direkt in der mehrstufigen Abwasserreinigungsanlage (ARA) vor Ort oder in Basel in einer industriellen ARA gereinigt. Das Abwasser, das bei Arbeiten aus dem Sanierungsbetrieb (z. B. von der Reinigung der Container) anfällt, wird vollumfänglich in der ARA vor Ort behandelt.

Die Abluft aus den Hallen wird oxidativ gereinigt und die Luftqualität am Ausgang des Kamins kontinuierlich überwacht. So ist sichergestellt, dass die Auflagen der schweizerischen Luftreinhalteverordnung (LRV) jederzeit erfüllt werden.

Die Abwasserreinigungsanlage und die Abluftbehandlungsanlage auf der ehemaligen Sondermülldeponie Bonfol werden durch Fachleute der bci Betriebs-AG betrieben. Dabei werden sie durch ausgewiesene Experten der jeweiligen Gebiete unterstützt.



Abb. 3: Luftbild des Sanierungsstandorts in Bonfol: Die Aushubhalle, deren neun Stahlbögen das Dach tragen, wird für die zweite Sanierungsphase auf die andere Deponieseite verschoben.



Abb. 4: Blick in die Leitwarte: Der Kran-Greifer, der die Abfälle aushebt, wird vom Maschinisten links bedient. Die beiden Mitarbeiter in den Baggersitzen bewegen ferngesteuerte Bagger in der Aushubhalle.

#### 5.4 Die nächsten Etappen

Die Aushubhalle, eine trägerlose Stahlkonstruktion, deren Dachpaneele an Stahlbögen mit 150 m Spannweite aufgehängt sind, bedeckt nur 60 % der Deponiefläche. Wenn der Abfallaushub auf der Südseite der Deponie beendet ist, wird die Aushubhalle Anfang 2013 auf Gleitschienen mittels Litzenhubverfahren auf die Nordseite gezogen. Es folgen rund zwei Jahre weiterer Abfallaushub. Der freigelegte Deponiesaum wird tiefenorientiert beprobt, auf den Kontaminierungsgrad analysiert und schließlich die kontaminierten Bodenschichten abgetragen.

Nach Ende der Sanierung werden die Grube aufgefüllt, die Hallen demontiert und die Erschließungsinfrastruktur zurückgebaut. Mit der Wiederaufforstung des Geländes wird das Projekt voraussichtlich 2016 abgeschlossen. Bis sich jedoch der Wasserhaushalt im Gebiet wieder stabilisiert hat, werden noch weitere vier bis fünf Jahre vergehen. In dieser Zeit und darüber hinaus erfolgt als Nachsorge eine lückenlose Überwachung der Grund- und Oberflächenwasserqualität.

## 6 GROSSER STELLENWERT DER KOMMUNIKATION

Während der Planung und der Umsetzung der Sanierung sind die bci Betriebs-AG sowie die Basler chemischen und pharmazeutischen Unternehmen, welche ihre Abfälle in der Deponie Bonfol eingelagert hatten, im Blickpunkt der Öffentlichkeit. Anwohnerinnen und Anwohner,

Behörden, NGOs wie Greenpeace, WWF oder Pro Natura sowie die Medien verfolgen alle Sanierungsschritte sehr genau und stehen der Geschichte der Deponie, aber auch dem Sanierungsprojekt oft kritisch gegenüber.

Die bci Betriebs-AG nimmt Fragen, Anregungen und Befürchtungen der Bevölkerung ernst. Sie fördert den Dialog und informiert Betroffene und Interessierte regelmäßig, transparent und umfassend. Bereits im Jahr 2000 hat sie deshalb gemeinsam mit dem Kanton Jura eine Begleitkommission gegründet, die sämtliche an der Sanierung interessierten Kreise vereint.

Das Hauptaugenmerk liegt auf der persönlichen Kommunikation, etwa bei Besichtigungen. Begleitend gibt es gedruckte Newsletter, die den Anwohnern aktuelle Projektschritte erklären. Durch eine proaktive Medienarbeit wird die Sanierung kontinuierlich begleitet und auch allfällige Besonderheiten oder Probleme erläutert. Die Website in den Sprachen Deutsch und Französisch erlaubt es interessierten Personen, auf unterschiedlichen Niveaus Informationen zu erhalten, sei es als detaillierter Umweltbericht oder mittels Filmen.

Mit diesen Kommunikationsmitteln soll der Öffentlichkeit gezeigt werden, dass die bci Betriebs-AG die definitive Sanierung sicher und professionell durchführt und somit ein herausforderndes Altlastenproblem nachhaltig löst.

## 7 SCHLUSSFOLGERUNG, ZUSAMMENFASSUNG

Der Aushub der ersten 50.000 Tonnen Abfälle bis Juli 2012, ihre Vorbereitung, der Abtransport und die Entsorgung in den Sonderabfallverbrennungsöfen haben gezeigt, dass das Sanierungskonzept der Sondermülldeponie Bonfol bislang aufgeht. Die Feststoffexplosion im Juli 2010 hat dennoch vor Augen geführt, dass es trotz ausführlicher Vorarbeit und Planung bei der Sanierung dieser Sondermülldeponie noch Situationen geben kann, die nicht komplett planbar sind. Aus dieser Explosion leiteten sich komplexe Fragestellungen ab, die von ausgewiesenen Experten bearbeitet werden mussten, um praktisch umsetzbare zusätzliche Sicherheitsmaßnahmen zu finden. Auch hierbei galt: Bei einem Pionierprojekt erfordern besondere Umstände eine genaue, wissenschaftliche Untersuchung und die Vereinigung des Fachwissens verschiedenster Bereiche, um sich den neuen Gegebenheiten anzupassen.

Die bci Betriebs-AG hat diesen Prozess professionell geführt und arbeitet seit Mai 2011 ohne nennenswerte Probleme. Die aktuellen Sanierungsarbeiten verlaufen gemäß Zeitplan, mit einer Wochenleistung von rund 800 Tonnen und unter höchsten Ansprüchen an die Sicherheit von Mitarbeitern, Anwohnern und Umwelt.

Die Kommunikation mit den unterschiedlichen Anspruchsgruppen wie der Bevölkerung, Behörden, NGOs und der Kontakt mit den Medien werden kontinuierlich gepflegt. Es ist sinnvoll, sich in guten Zeiten um die interessierten Gruppen zu bemühen, um in schwierigeren Zeiten von einem Vertrauenskredit zehren zu können. Um das zu erreichen, muss jedoch heutzutage große Offenheit und Transparenz gezeigt werden, und das auf einem gleich bleibend hohem Niveau.

Die bci Betriebs-AG ist zuversichtlich, das definitive Sanierungsprojekt der Sondermülldeponie Bonfol 2016 zu einem guten Ende führen zu können.

Weitere aktuelle Informationen unter: [www.bci-info.ch](http://www.bci-info.ch)

# Feldversuch eines innovativen In-situ-Sanierungsverfahrens für Chromat

P. Müller

*Institut für Nachhaltige Abfallwirtschaft und Entsorgungstechnik (IAE), Montanuniversität Leoben, Leoben, Österreich*

**KURZFASSUNG:** Ein Feldversuch zu einem am IAE entwickelten Sanierungsverfahren für chromatbelastete Schadensherde in der ungesättigten Bodenzone zeigte nach einem ersten Testbetrieb über 2.000 Stunden vielversprechende Ergebnisse. Das Verfahren basiert auf einer (Teil-)Kreislaufführung der behandelten Wässer zwischen Reinigungs-/Aufbereitungsanlage, Boden und Grundwasser. Für die Chromatreduktion werden keine Chemikalien eingesetzt. Redoxprozesse zwischen löslichem Chromat im Abwasser und nullwertigem Eisengranulat in den Fließbettreaktoren reichen aus, um das toxische Schwermetall in seine dreiwertige Form zu überführen. Durch eine anschließende Flockung des ausgefällten Chrom(eisen)hydroxids und Abzug aus der flüssigen Phase kann ein Teil des aufbereiteten Abwassers nach Zusatz von Na-Dithionat wieder für Injektionen in die ungesättigte Zone verwendet werden. Ein zentral angeordneter Förderbrunnen führt die belasteten Wässer wieder in die Reinigungsanlage, wodurch der Kreislauf geschlossen wird. Chromatbelastungen in einzelnen Bodenhorizonten konnten damit nach einem Austausch von nur 10 Porenvolumina bereits deutlich reduziert werden. Der Nachweis für eine rasche und nachhaltige Chromatdekontamination mit dieser innovativen Verfahrensvariante ist nach erfolgreichen Laborergebnissen nun auch im Feldmaßstab geglückt.

## 1 EINLEITUNG

In der Reihung der hauptverantwortlichen Schadstoffe für Altlasten liegen Schwermetalle in Österreich an dritter Stelle (UBA 2011). Ein Schwermetall aus dieser Gruppe ist Chrom. Speziell die sechswertige Form des Chromats ( $\text{Cr O}_4^{2-}$ ) - eine kanzerogene und umweltgefährliche Verbindung - stellt bei Quelleneinträgen in die ungesättigte Bodenzone aufgrund seiner sehr guten Wasserlöslichkeit immer eine potentielle Gefährdung für das Grundwasser dar. Im Gegensatz dazu steht die relativ harmlose dreiwertige Form, ( $\text{Cr}^{3+}$ ) welche für den Menschen ein essentielles Spurenelement darstellt und bei leicht sauren bis basischen Bedingungen als unlösliche Verbindung in Form von z.B. amorphem Chromhydroxid ( $\text{Cr(OH)}_3$ ) (Palmer & Puls 1994) vorliegt. Aus diesem Grunde werden für Chromat Sanierungsstrategien bevorzugt, welche die Reduktion dieser hexavalenten Verbindung zum Ziel haben, um es aus der löslichen Form in die ungiftige, schwerlösliche dreiwertige Form zu überführen und aus der wässrigen Phase zu entfernen. Unterschiedliche Technologien zur Bodensanierung wurden in den letzten Jahr(zehnt)en entwickelt, wobei sich ökologische und ökonomische Aspekte nicht immer im Einklang befinden. Zumindest für behördliche Aufträge sind jedenfalls die gelindesten Mittel zum Erreichen des Sanierungsziels unter den derzeitigen Rahmenbedingungen anzuwenden.

Viele Altlasten sind ehemalige oder noch in Betrieb befindliche Industriestandorte mit Gebäudebestand, an denen sich In-situ-Sanierungsverfahren bei entsprechenden Untergrundvoraussetzungen (geringe Durchlässigkeit und Inhomogenitäten) anbieten. Grundsätzlich gibt es zwei verschiedene Herangehensweisen zur hydraulischen Sanierung an kontaminierten Standorten: passive Methoden wie „Reaktive Wände“, bei denen der Schadstoff durch das natürliche hydraulische Gefälle des Grundwassers durch die Behandlungszone geleitet wird und aktive Methoden wie „Pump&Treat“, bei denen das zu behandelnde Grundwasser abgepumpt und on-site behandelt wird. Die Verwendung von nullwertigem Eisen ( $\text{Fe}^0$ ) in Reaktiven Wänden zum Abbau einer Anzahl gefährlicher Substanzen durch dessen Redoxreaktionen wird bereits zum



Stand der Technik gezählt. Probleme entstehen allerdings durch Ausfällungen, hervorgerufene Passivierung der Eisenoberfläche und „clogging“-Effekte in der Wand. Diese Problematik macht es schwierig, die Standzeit des Materials und die Behandlungsdauer exakt vorherzusagen. Aktive hydraulische Maßnahmen haben keine Einschränkungen hinsichtlich ihrer Lebenszeit, dagegen benötigen diese Verfahren neben der Bereitstellung von elektrischer Energie auch Chemikalien zur Konditionierung und Behandlung des Abwassers. Dieser Prozess spiegelt sich in gesteigerten Salzfrachten wider und verursacht erhöhte Behandlungskosten. Basierend auf einem Forschungsprojekt zur In-situ-Sanierung von chromatkontaminierten Böden wurde nun ein neues, patentiertes Verfahren zur Quellensanierung am IAE-Institut entwickelt, welche die Vorteile der Pump & Treat-Technologie mit den Vorzügen der reduktiven Kraft des nullwertigen Eisens verbindet.

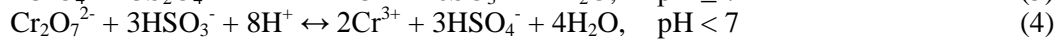
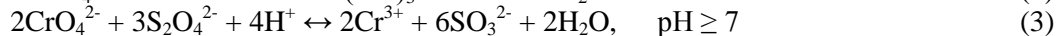
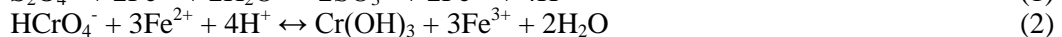
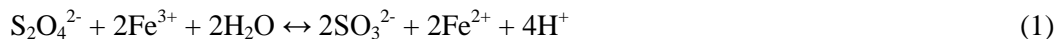
## 2 EISEN UND SCHWEFELVERBINDUNGEN ZUR CHROMATREDUKTION

### 2.1 Ungesättigte Bodenzone (Bodenbehandlung)

Eisenreiche Böden begünstigen die Chromatreduktion bei Einsatz von Natriumdithionit ( $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_4$ ). Die Reduktionsreaktionen mit dem Dithionit- ( $\text{S}_2\text{O}_4^{2-}$ ) bzw. Hydrogensulfit-Ion ( $\text{HSO}_3^-$ ) laufen typischerweise nach folgendem Schema ab (Amonette et al. 1994):

Zuerst dissoziiert das Ion in  $\text{SO}_2^-$ -Radikale, worauf es den oxidierten Schadstoff reduziert und Sulfit ( $\text{SO}_3^{2-}$ ) oder Hydrogensulfit ( $\text{HSO}_3^-$ ) bildet. In wässriger Lösung disproportioniert Dithionit daneben zu Thiosulfat ( $\text{S}_2\text{O}_3^{2-}$ ) und  $\text{HSO}_3^-$ -Ionen.

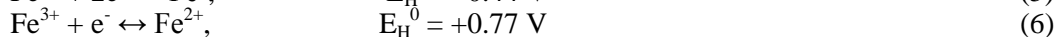
Zusätzlich wird etwa Eisen aus Schichtsilikaten chemisch von drei- zu zweiwertigem Eisen reduziert, welches wiederum als Reduktionsmittel für  $\text{Cr}^{\text{VI}}$  fungieren kann (EPA 2000):



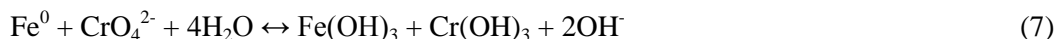
$\text{SO}_4^{2-}$  wird als Nebenprodukt gebildet und kann inhibierend auf die Adsorption von  $\text{Cr}^{\text{VI}}$  wirken (EPA 2000), was einen nicht unerwünschten Nebeneffekt auf die Reduktion zu  $\text{Cr}^{\text{III}}$  in der wässrigen Phase bewirken kann. D.h. durch Sulfat ( $\text{SO}_4^{2-}$ ) wird das restliche Chromat ( $\text{CrO}_4^{2-}$ ) aus den Poren der ungesättigten Bodenzone verdrängt.

### 2.2 Gesättigte Bodenzone (Abwasserbehandlung)

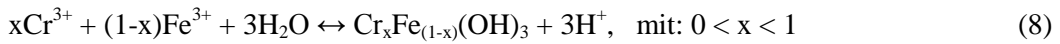
Die Entfernung von Chromat ( $\text{Cr}^{\text{VI}}$ ) aus der wässrigen Lösung mittels Pump&Treat-Verfahren wird über granuliertes nullwertiges Eisen, welches als Reduktionsmittel fungiert, vorgenommen. Die Eliminierung von  $\text{Cr}^{\text{VI}}$  über  $\text{Fe}^0$  erfolgt hauptsächlich über Redoxreaktionen. Sorptionsprozesse spielen, speziell bei neutralen Bedingungen, eine vergleichsweise untergeordnete Rolle (Köhler 2004). Elektronen zur Reduktion des Chromates werden bei der Oxidation des nullwertigen Eisens frei. Die Umwandlung des  $\text{Fe}^0$  zu  $\text{Fe}^{\text{III}}$  läuft in zwei Stufen, über den Oxidationszustand des  $\text{Fe}^{\text{II}}$ , ab:



Bei sauren Bedingungen wird der Redoxprozess zwischen  $\text{Fe}^0$  und  $\text{Cr}^{\text{VI}}$  beschleunigt und kann vereinfacht wie folgt angeschrieben werden:



Chrom wird eher als Mischhydroxid mit anderen Metallen aus der Lösung ausgefällt, besonders mit Eisen in seiner dreiwertigen oxidierten Form, als in seiner reinen Form als Chromhydroxid. Es bildet in diesem Fall wie in (8) dargestellt ein amorphes Hydroxid-Mitfällungsprodukt in der Form von  $\text{Cr}_x\text{Fe}_{1-x}(\text{OH})_3^0$  (Palmer & Wittbrodt, 1991).



Diese Verbindung zeichnet sich im Vergleich zum reinen Chromhydroxid durch ein niedrigere Löslichkeitsgleichgewicht aus, deren Löslichkeit dabei mit steigendem Eisenanteil zusätzlich sinkt.

### 3 DATEN AUS DEM LABOR

#### 3.1 Unterdruck-Bodensäulenversuche (ungesättigter Bereich)

Die Effizienz unterschiedlicher Reduktionsmittel zur Chromatdekontamination wurde in zahlreichen Bodensäulenversuchen ermittelt. Dazu wurde Probenmaterial von jenem Altstandort eingesetzt, auf dem auch später der Feldversuch durchgeführt wurde. Als Ergebnis wurde Natriumdithionit ( $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_4$ ) unter zehn getesteten Reduktionsmitteln, darunter Verbindungen wie Eisen<sup>II</sup>-Sulfat, Eisen<sup>II</sup>-Chlorid und Eisen<sup>II</sup>-Ammoniumchlorid, ausgewählt. Die Reaktionskinetik dieser eisenhaltigen Verbindungen ist zwar höher als die des Natriumdithionits, die Anwendung führte allerdings zu starkem Schlammanfall und/oder stark abfallendem pH-Wert des Bodens. Diese starken Ausfällungen können kleine Poren im Boden irreversibel verstopfen und ein niedriger pH-Wert kann zusätzlich vorhandene Schwermetalle mobilisieren.

Abb. 1 zeigt die Chromatkonzentrationen des am Säulenende aufgefangenen Perkolats, welches eine Bodenprobe mit einem ursprünglichen  $\text{Cr}^{\text{VI}}$ -Gehalt von 190 mg/kg TSvdurchströmt hat. Die linke Abbildung bezieht sich dabei auf eine Beregnung mit Leitungswasser, die rechte Abbildung auf eine Beregnung mit in Leitungswasser gelöstem Natriumdithionit.

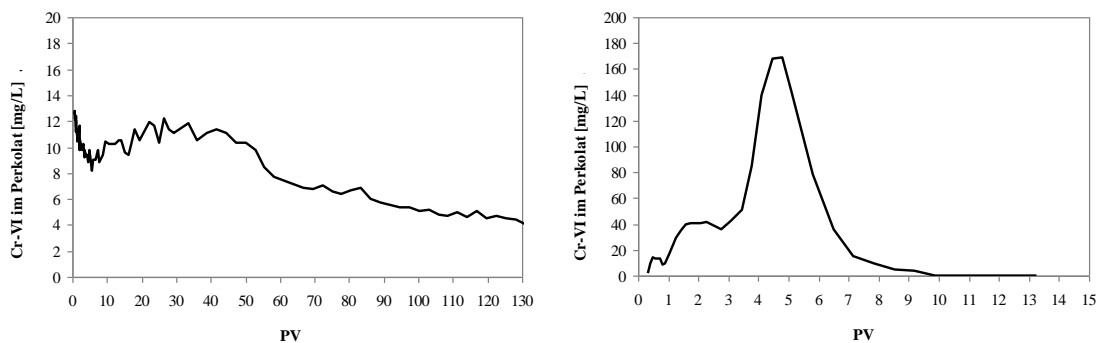


Abb. 1:  $\text{Cr}^{\text{VI}}$ -Konzentrationen des Sickerwassers in Säulenversuchen, aufgetragen gegen berechnete Porenvolumina (PV). Probenberegnung [links] mit Leitungswasser ( $q = 0,56 \text{ mL/min}$ ) und [rechts] mit Natriumdithionit ( $c = 38 \text{ mM/Liter}$ ,  $q = 0,56 \text{ Milliliter/min}$ ). Ein PV entspricht 1.170 Milliliter bzw. ca. 30 Vol. %.

Trotz der hohen Löslichkeit von  $\text{Cr}^{\text{VI}}$  wird es bei Beregnung mit Leitungswasser ohne Zusätze nur schleppend aus dem Boden ausgeschwemmt. Die Bindungskräfte des Chromats durch Chemisorption mit der Bodenmatrix sind aufgrund des bereits lang zurückliegenden Chromateintrages in den Boden nicht zu vernachlässigen und wirken sich auf die Auslaugcharakteristik aus. In diesem Zusammenhang sollten auch diverse Elutionsverfahren im Hinblick auf eine Sickerwasserprognose stets kritisch hinterfragt werden. Bei der Verwendung von Natriumdithionit als Reduktionsmittel zeigt sich ein gänzlich anderes Auslaugverhalten. Nach zehn Porenvolumina wurde im Abstrom der Säule kein Chromat mehr detektiert, jedoch konnte zuvor ein hoher Chromatpeak (Maximum von 169 mg/Liter nach 4,8 PV) gemessen werden. 33,5 % des in der Säule vorhandenen  $\text{Cr}^{\text{VI}}$  wurden ausgeschwemmt, zwei Drittel des Chromats wurde in der Säule reduziert und immobilisiert. Bei einer Halbierung der Reduktionsmittelkonzentration wurde eine weitgehend ähnliche Bilanz festgestellt, allerdings mit einer geringeren Peakkonzentration (43,5 mg/Liter bei 7,6 PV) und keinem weiteren Chromatanfall im Eluat erst nach 22 Porenvolumina. Unter diesen Gesichtspunkten ist eine verantwortungsvolle Schadensherdsanierung ohne nachgeschaltete Abreinigung des durch das mobilisierte  $\text{CrO}_4^{2-}$  belastete Grundwassers nicht anzuraten.

### 3.2 Chromatreduktion im labormaßstäblichen Fließbettreaktor

Erste Versuche zur Behandlung von chromatbelasteten Abwässern wurden mit  $\text{Fe}^0$ -Granulat im Festbettverfahren durchgeführt. Eine Chromatreduktion fand dabei, wie in der Literatur beschrieben (z.B. Cundy et al. 2008), gemäß Reaktions-Kinetik erster Ordnung statt. Jedoch wurden auch die bekannten Probleme, wie Passivierungserscheinungen der Eisenoberfläche bestätigt, was mit Fortdauer der Versuche zu einer verminderten Reinigungsleistung und zu Durchbrüchen von Chromat in Abhängigkeit von Konzentration und Fließrate führte. Um diese ungünstigen Begleiterscheinungen hintanzuhalten, wurde das nullwertige Eisengranulat in einem Fließbettreaktor (FBR) zur Bewegung gezwungen, wodurch eine abrasive Wirkung zwischen den Eisenpartikeln erzeugt wird und die gefürchteten Passivierungserscheinungen an der Eisenoberfläche nicht entstehen können. Die turbulente Strömung im Reaktor bewirkt zusätzlich eine bessere Durchmischung im Vergleich zur laminaren Strömung im Festbett und einen effizienteren Übergang der Elektronen von der Eisenoberfläche an die in Lösung befindliche Schadstoffspezies. Jeder Laborreaktor wurde aus 196 x 4,4 cm (h x d) thermoplastischen Kunststoffröhren hergestellt und mit 5.200 g granuliertem Roheisen befüllt. Die Zu- und Ablaufrohre wurden in einen Zwischenbehälter mit 100 Liter  $\text{Cr}^{\text{VI}}$ -Lösung ( $c = 2,98 \text{ mg/Liter}$ ) geführt. Die Förderrate wurde auf 15,8 Liter/min eingestellt, was einer einzelnen Umlaufzeit von 6,3 min entspricht. Die verbliebenen Chromatkonzentrationen wurden immer nach kompletten Umwälzungen bestimmt, wobei sie vor der photometrischen Bestimmung über ein 0,45  $\mu\text{m}$ -Spritzenfilter geführt wurden. Abb. 2 dokumentiert beispielhaft zwei durchgeführte Batchversuche zur Reduktion von chromathaltigem Abwasser in einem und in zwei hintereinandergeschalteten FBR.

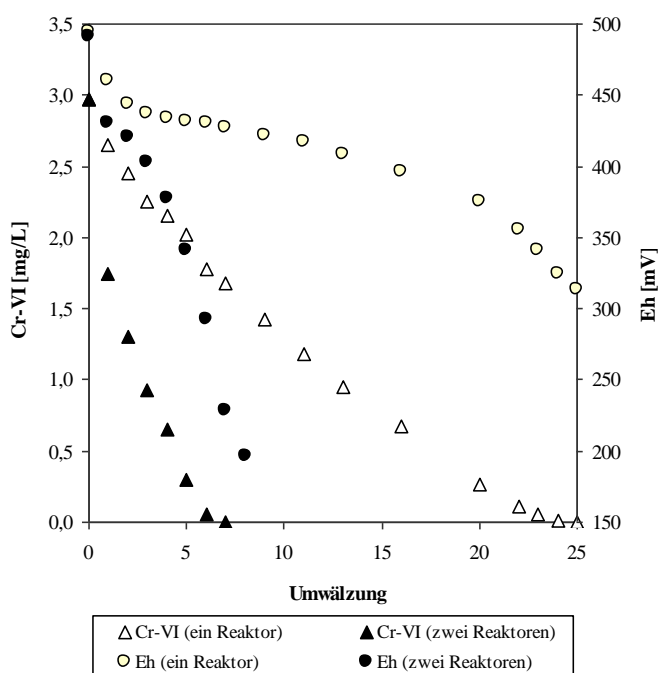


Abb. 2:  $\text{Cr}^{\text{VI}}$ -Konzentrationsverlauf und Redoxpotentiale im Batch-Experiment ( $V = 100 \text{ Liter}$ )

Der Betriebsvergleich zwischen einem und zwei FBR demonstriert einen signifikanten Anstieg der Reduktionsraten bei Verwendung von zwei in Serie geschalteten Reaktoren im Batch-Experiment. Nach bereits sieben Umwälzungen wurde im Abwasser kein Chromat mehr gefunden (Bestimmungsgrenze des Analyseverfahrens: 0,03 mg/Liter  $\text{Cr}^{\text{VI}}$ ). Auch das Redoxpotential (bezogen auf die Standardwasserstoffelektrode) vermindert sich kontinuierlich und zeigt bei doppeltem Reaktorbetrieb wesentlich geringere Werte. Die pH-Werte bei einem Reaktorbetrieb stiegen in Folge der ablaufenden Reaktionen von anfangs 7,67 auf 8,05 am Ende des Versuchs und bei zwei Reaktoren von 7,57 auf 7,80.

## 4 FELDVERSUCH

Nach den vielversprechenden Labortests wurde ein Feldversuch durchgeführt, bei dem die Pilotanlage in einem Engineering-Prozess durch Up-Scaling entsprechend dimensioniert und am Standort errichtet wurde.

### 4.1 Standortcharakterisierung

Der Standort liegt nordöstlich des Klagenfurter Stadtzentrums an den Schwemmfächern der Glan, und dieser im Altlastenkataster eingetragenen Altlast K22 wurde eine Priorität von 2 zugewiesen. Der Vorfluter (Fluß Glan) fließt rund 50 m nördlich des Standortes Richtung Südosten ab. Der Untergrund wird dementsprechend aus alluvialen Sedimenten der Glan gebildet. Die Sedimente bestehen aus schluffig-sandigen und sandig-kiesigen Schichten, wobei mit zunehmender Tiefe die Korngrößen generell abnehmen. Der Grundwasserspiegel liegt ca. 7 bis 9 m unter Gelände. Das Grundwasser strömt generell nach Südosten, wobei es lokal zu Abweichungen kommen kann. Das Grundwasserspiegelgefälle ist mit ca. 0,35 ‰ sehr gering. Die Durchlässigkeit des Grundwasserleiters wurde nach einem 96stündigen Pumpversuches mit  $6,0 \times 10^{-3}$  m/s (sandig-kiesige Abfolgen) bestimmt. Grundwasserstauende Schichten wurden erst in einer Tiefe von 19 m unter der Versuchsfläche aufgeschlossen. Das auserkorene Testareal am Standort der Lederfabrik hat eine Fläche von etwa 400 m<sup>2</sup> und ist mit Kopfsteinpflaster, welches zum größten Teil mit Gras überwachsen ist, weitgehend versiegelt. Auch befinden sich in unmittelbarer Nähe alte Betriebsgebäude und das Gebiet ist durchzogen von Leitungsschächten und Entwässerungskanälen.

### 4.2 Feldversuchsanlage

Das Verfahren basiert auf einer (Teil-)Kreislaufführung der behandelten Wässer zwischen Abwasserbehandlungsanlage, Boden und Grundwasser. Das Konzept dieses kombinierten Pump&Treat-Verfahrens besteht aus einem Injektionssystem, welches Natriumdithionit in die ungesättigte Bodenzone einbringt, einem zentral angeordneten Förderbrunnen, der einen Absenktrichter erzeugt sowie das belastete Grundwasser zur Abwasserbehandlung pumpt und einer Schlammabscheideeinrichtung, die das ausgefällte und geflockte Chromeisenhydroxid aus dem Flüssigkreislauf entfernt. Die Abwasserbehandlungsanlage besteht jeweils aus zwei in Serie geschalteter Fließbettreaktoren zu je zehn Stück (unabhängig voneinander bedienbar), welche in einem mobilen Container untergebracht sind. Pumpen, Mess- und Kontrolleinrichtungen im Container vervollständigen den hohen Automatisierungsgrad der Anlage. Das kontaminierte Grundwasser wird mit einer Fließrate von 3,5 Liter/s kontinuierlich durch die Reaktoren gepumpt, in denen ohne Zufuhr weiterer Chemikalien die Chromatreduktion, wie weiter oben beschrieben, stattfinden kann. Abb. 3 zeigt einen Testlauf der Fließbettreaktoren, bei dem die Cr<sup>VI</sup>-Konzentrationen durch zusätzliches Spiken erhöht wurden. Die linke Ordinate bezieht sich auf die Zulauf-Konzentrationen, welche an Messstelle 1 gemessen wurden, die rechte Ordinate zeigt die Ablauf-Konzentrationen, wie sie an Messstelle 2 detektiert wurden. Angeführte Werte von 0,005 mg/Liter (Bestimmungsgrenze der Online-Messung) sind genau genommen Werte von  $\leq 0,005$  mg/Liter Cr<sup>VI</sup>.

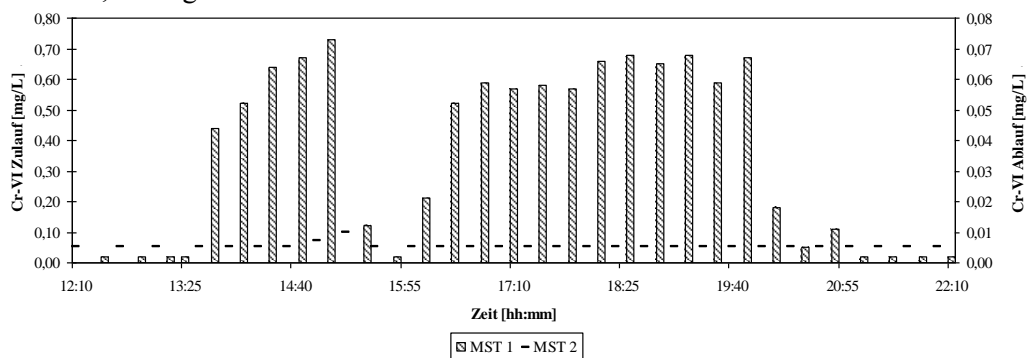


Abb. 3: Cr<sup>VI</sup>-Konzentrationen im Zu- und Abfluss, gemessen im kontinuierlichen Betrieb (q = 3,5 Liter/s)

Das Injektionssystem wurde vorerst auf acht rostfreie Stahllanzen ausgelegt, welche innerhalb des Versuchsfeldes in einem vorgegebenen Raster mit einem Abstand von 3,5 m platziert werden konnte. Die Reduktionsmittelkonzentration wurde durchschnittlich mit 33 mM/Liter eingestellt, und die Fließrate pro Injektionslanze variierte von weniger als 50 Liter/h bis zu 300 Liter/h, je nach Durchlässigkeit des Untergrundes. Innerhalb von vier Monaten wurden in Summe knapp zehn Porenvolumina an dem am höchsten kontaminierten Flächenteil ausgetauscht.

Zurzeit ist die Reduktion eines hochkontaminierten „Chromatspots“ noch nicht gänzlich abgeschlossen, der Trend nach knapp zehn ausgetauschten Porenvolumina zeigt aber eine eindeutige und rasche Verminderung des Chromatschadens. Von der stark kontaminierten Oberfläche bis in 2 m Tiefe (urspr. 46,0 mg/kg Cr<sup>VI</sup> gemäß DIN 38405-24) konnten in diesem Zeitraum 88 % des gesamten Chromats reduziert werden. Von 2 bis 6 m Tiefe wurden die Cr<sup>VI</sup>-Gehalte um 74 % gegenüber den Ausgangswerten reduziert. Von 6 bis 8 m ist die Reduktionsrate auf 13 % gesunken, was auf eine noch nicht vollständig entwickelte reduktive Zone im tieferen Untergrund schließen lässt. Eine Verlagerung des Gesamtchroms Richtung Grundwasserspiegel bestätigt die diskutierte Konkurrenz der Anionen (CrO<sub>4</sub><sup>2-</sup> bzw. SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>) um Adsorptionsplätze, im Boden vorwiegend hervorgerufen durch die gebildeten SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>-Ionen und die gute Verteilung des injizierten Reduktionsmittels im Untergrund. Die gemessenen Sulfatkonzentrationen durch installierte Saugkerzen stützen diese Vermutung. Die elektrische Leitfähigkeit war nach den Injektionskampagnen erhöht (bis max. 40 mS/m), diese Messwerte liegen allerdings noch weit unter den in Österreich festgelegten Grenzwerten für Grundwasser (150 mS/cm).

## 5 ZUSAMMENFASSUNG

Die Ergebnisse aus dem Feldversuch entsprechen den hohen Erwartungen, welche an dieses im Labor entwickelte innovative Verfahren gestellt wurden. Die Kombination einer In-situ-Behandlung der ungesättigten Bodenzone mit Natriumdithionit und einer aktiven Pump&Treat-Methode mit nullwertigem Eisengranulat führt zu einer effektiven und raschen Reduktion eines chromatbelasteten Schadensherdes. Die Entwicklung und der Einsatz der neuen Fließbettreaktoren erlaubt eine effiziente Reduktion des kanzerogenen sechswertigen Chroms über einen sehr breiten pH-Bereich in seine harmlosere dreiwertige Form und führt aufgrund von Chemikalieneinsparungen und niedrigeren Salzfrachten der behandelten Wässer zu geringeren finanziellen Aufwendungen.

## LITERATUR

- Amonette, J.E., Szecsody, J.E., Schaef, H.T., Templeton, J.C., Gorby, Y.A. & Fruchter, J.S. (1994) Abiotic Reduction of Aquifer Materials by Dithionite: A Promising In-Situ Remediation Technology, PNL-SA-24505. Thirty-Third Symposium on Health & the Environment In Situ Remediation: Scientific Base for Current & Future Technologies, Nov. 7-11, Richland, Washington, S.5f.
- Cundy, A.B., Hopkinson, L. & Whitby, R.L.D. (2008) Use of iron-based technologies in contaminated land and groundwater: A review. *Science of the total Environment*, vol.400, S.42-51.
- DIN Deutsches Institut für Normung e. V. (1987) DIN 38405-24, Mai 1987. Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung; Anionen (Gruppe D); Photometrische Bestimmung von Chrom(VI) mittels 1,5-Diphenylcarbuzid (D 24), Beuth Verlag GmbH, Berlin.
- EPA (2000) In Situ Treatment of Soil and Groundwater Contaminated with Chromium. Technical Resource Guide, EPA/625/R-00/005. Office of Research and Development, U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati, Ohio, U.S.A, S.34.
- Köhler, S. (2004) Auswahl und Einsatz von eisenhaltigen Füllmaterialien für Permeable Reaktive Barrieren (PRB) zur in situ Grundwassersanierung am Beispiel eines Chromatschadenfalles. Dissertation. vdf Hochschulverlag AG, ETH Zürich, S. 42.
- Palmer, C.D. & Puls, R.W. (1994) Natural attenuation of hexavalent chromium in groundwater and soils. In: *EPA Groundwater Issue*; EPA/540/5-94/505.
- Palmer, C.D. & Wittbrodt, P.R. (1991) Processes Affecting the Remediation of Chromium-Contaminated Sites. *Environmental Health Perspectives*, vol.92, S. 25-40.
- UBA (2011) Verdachtsflächenkataster und Altlastenatlas. Umweltbundesamt GmbH, Wien, S.29.

# Erfolgreiche In-Situ-Sanierung eines Dieselschadens durch Bodenbelüftung

H. Kraiger & H. Zehentner

GWU Geologie-Wasser-Umwelt GmbH, Salzburg, Österreich

**KURZFASSUNG:** 2007 flossen im Gemeindegebiet Gmunden (Oberösterreich) nach einem Unfall rund 60.000 kg Diesel aus einem Tankfahrzeug aus und versickerten im Untergrund. Nach Erstmaßnahmen erfolgten mehrere mit der Behörde abgestimmte Erkundungsschritte. Die Hauptbelastungen finden sich auf rd. 1.400 m<sup>2</sup> in Tiefen bis 5 m, gegen die Tiefe nimmt die Belastung ab, unter 25 m finden sich keine Schadstoffe mehr. Aufgrund der günstigen Geologie (Flurabstand > 60 m) ist nicht einmal die Hälfte des ungesättigten Bodenkörpers betroffen. Als Sanierungsmaßnahme erfolgt eine Belüftung des Bodens über 7 Belüftungspegel mit konstanter Luftzufuhr. In einem Kontrollpegel erfolgt eine automatisierte Erfassung der Temperatur sowie der Konzentrationen von O<sub>2</sub>, CO<sub>2</sub> und KW in der Bodenluft in drei Tiefenstufen. Damit kann eine Bilanzierung des Abbaufortschrittes erfolgen. Die Belüftungsdauer begann im Herbst 2010 und wurde mit 5 – 7 Jahren modelliert. Zwischenergebnisse der Bilanzierung belegen gute Abbaufortschritte und deuten auf eine deutlich kürzere Belüftungsdauer hin.

## 1 EINLEITUNG

Am 07.03.2007 wurde im Gemeindegebiet Gmunden ein Tankfahrzeug derart beschädigt, dass ein Großteil des gelagerten Dieseltreibstoffs ausfloss und im Untergrund versickerte.

Als Sofortmaßnahme zur Schadensminimierung erfolgte nach Ausbau verschiedener Einbauten ein Aushub der Bodenschichten bis in Tiefen von 0,75 – 3,2 m.

Nachstehend werden Art und Umfang der Untersuchungsmaßnahmen, die Umsetzung der in enger Abstimmung mit der Behörde geplanten Sanierungsmaßnahmen in Form einer In-situ-Belüftung (In-situ-Aerobisierung) sowie vorläufige Ergebnisse der Belüftung nach zwei Betriebsjahren vorgestellt.

## 2 ERKUNDUNG DES UNTERGRUNDES

In mehreren Stufen erfolgten zur Erfassung des Untergrundes sowie der räumlichen Verteilung der Kontamination über 30 Bohrungen sowie die Errichtung von drei Grundwasserpegeln.

Die Erkundung erlaubte die horizontale wie vertikale Abgrenzung der Schadstoffbelastung. Aufgrund der Bohrergebnisse erfolgte eine Unterteilung in einen inneren höher belasteten und einen äußeren Bereich mit deutlich geringerer Belastung. Der innere Bereich weist eine Fläche von rd. 1.400 m<sup>2</sup>, der äußere Bereich eine Fläche von rd. 900 m<sup>2</sup> auf.

Die höchste Konzentration liegt in einer Tiefe von 1,5 – 5 m mit einer durchschnittlichen Konzentration von 1650 mg/kg KW-IR. Unterhalb von 5 m nimmt die Konzentration rasch ab, der Bereich 5 – 25 m zeigt im Mittel eine Belastung von 290 mg/kg KW-IR. Unterhalb von 25 m finden sich keine Schadstoffe. In den Randbereichen liegen die Konzentrationen bei durchschnittlich 290 mg/kg (für 0 – 5 m) bzw. 180 mg/kg (für 5 - 25 m).

Die Gesamtmenge an analytisch erfassten Kohlenwasserstoffen wurde aufgrund dieser Aufstellung mit rd. 40.000 kg errechnet. Da mit der Methode der KW-IR-Analytik rund 30 % der Dieselinhaltsstoffe nicht erfasst werden (z.B. nicht aliphatische Bestandteile, leichtflüchtige In-

haltsstoffe), wurde die errechnete Menge an KW-IR mit dem Faktor 1,4 multipliziert und somit die adäquate Dieselmenge errechnet.

Unter Hinzurechnung der extern entsorgten Aushubmenge von rd. 5.000 kg ergab die Bilanzierung eine Menge von knapp 61.000 kg Diesel. Diese berechnete Menge ist somit gut vergleichbar mit der ausgeflossenen Dieselmenge von rd. 60.000 Liter.

Es ist somit davon auszugehen, dass der abgegrenzte Bereich die tatsächliche Menge an ausgeflossenem Diesel beinhaltet und dass der Schadensraum somit allseitig erfasst wurde.

## 2.1 Geologie-Hydrogeologie

Der erkundete Bereich zeigt bis in Tiefen von ca. 40 m verschiedene, nicht näher spezifizierte eiszeitliche Ablagerungen (zumeist dicht gelagerte Kiese und Sande, teilweise konglomeriert, oberflächennah schluffige Linsen). In Tiefen über 40 m wurden zur Pegelerrichtung die Aufschlüsse in Form von Hammerbohrungen fortgeführt. Dabei wurden Lockersedimente bis in eine Tiefe von 65 m nachgewiesen, darunter folgt der der Molasse zugehörige Schlier (neogene Mergel). Die stark reliefierte Schlieroberfläche fungiert als Grundwasserstauer.

Insgesamt wurden drei Bohrungen als Grundwasserbeobachtungspegel ausgebaut. Das Grundwasser ist geringmächtig und weist in Abhängigkeit vom Grundwasserspiegelniveau Mächtigkeiten zwischen 1 und 3 m auf. Der kf-Wert des Aquifers kann auf Basis von Kurzpumpversuchen mit  $3 \times 10^{-3}$  m/s angegeben werden. Der große Flurabstand sowie die dicht gelagerten Bodenschichten erwiesen sich für die Rückhaltung des Dieseltreibstoffs als äußerst positiv. In der seit nunmehr fünf Jahren laufenden Grundwasserbeweissicherung konnte bislang kein Hinweis auf das Versickern von Kohlenwasserstoffen gefunden werden.

## 2.2 Bodenluftuntersuchungen

Bereits zu einem frühen Zeitpunkt wurden Überlegungen hinsichtlich einer In-Situ-Aerobisierung des Bodens als Sanierungsmaßnahme angestellt. Zur Feststellung der Durchlässigkeiten des Bodens für Luft und zur Überprüfung der Reichweite erfolgten 3-tägige Belüftungs- und Absaugversuche. Zu diesem Zweck wurden an der Nordseite des Bahnhofs zwei Belüftungspegel in einem Abstand von 15 m errichtet.

Die beiden Belüftungssonden haben eine Tiefe von jeweils 30 m. Bei einem Bohrdurchmesser von 200 mm erfolgte der Ausbau von 0 – 3 m mittels Vollrohr und von 3 – 30 m mittels Filterrohr (DN100). Die Vollrohrbereiche wurden mittels Compactonit bzw. Beton gedichtet.

Die Absaug- und Einblasversuche haben bei der Auswertung eine eindeutige Bestätigung der geeigneten Entfernung des gewählten Abstands von 15 m geliefert. Die Reaktion im Beobachtungspegel erfolgte sehr rasch, sodass trotz des sehr heterogenen Bodens eine sehr gute interne Kommunikation besteht, die auch eine größere Reichweite ermöglichen sollte.

## 2.3 Abbauversuche

Eine weitere Grundlage für die Umsetzung einer In-Situ-Aerobisierung bilden Abbauversuche mit möglicherweise vor Ort bereits aktiven Populationen. Ausgewählte Proben aus den Bohrungen wurden den Austrian Research Centers in Seibersdorf für Abbauversuche zur Verfügung gestellt.

Die Abbauversuche dienten der Untersuchung der prinzipiellen Abbaubarkeit der Schadstoffe. Aus der Abbaugeschwindigkeit und dem erreichten Abbaugrad können erste Schlüsse auf die im Feld zu erwartende Abbaubarkeit gezogen werden. Darüber hinaus geben die Abbauversuche im Labor Hinweise auf die optimalen Betriebsbedingungen im Feld (Wassergehalt, Nährstoffe).

Es ist allerdings zu berücksichtigen, dass im Gefäßversuch auf Grund der günstigeren Bedingungen (Temperatur, Belüftung, gute Homogenisierung) normalerweise ein wesentlich rascherer und besserer Abbau erreicht werden kann, als im Feld. Somit können die Werte aus den Abbauversuchen nicht 1:1 auf Feldbedingungen übertragen werden.

Es wurden folgende Varianten untersucht:

- unbehandelte Probe,
- Probe mit Nährstoffzugabe ( $\text{NH}_4\text{Cl}$  und  $\text{K}_2\text{HPO}_4$ ) und

- abiotische Kontrolle (Abtötung der Keime mittels Bestrahlung mit  $\gamma$ -Strahlen).

In einem ersten Schritte erfolgte die Bewertung des Abbaus nach 56 Tagen (Standarddauer des Abbaueversuchs).

Die 56 Tage dauernden Abbaueversuche zeigten in den untersuchten unbehandelten Proben im Mittel praktisch keinen Abbau des KW-Gehaltes ( $98 \pm 7 \%$ ) nach 56 Tagen Inkubation bei  $20^\circ\text{C}$  und Dunkelheit. Durch Zugabe von Nährstoffen (NPK) wurde eine Abnahme des KW-Gehaltes auf durchschnittlich  $86 \pm 7 \%$  der Ausgangskonzentration erreicht. Die abiotische Kontrolle zeigte im Mittel ebenso wie die unbehandelten Proben keinen Abbau des KW-Gehaltes ( $100 \pm 5 \%$ ).

Nach intensiver Diskussion über die Gründe dieser nicht zufrieden stellenden Abbauraten erfolgte eine Verlängerung des Versuchs mit einem Abbau über eine Dauer von 161 Tagen (verlängerter Abbaueversuch).

Zu fünf der untersuchten Proben wurden am Tag 131 ein zweites Mal Nährstoffe (NPK) zugegeben und der KW-Gehalt wurde 30 Tage danach (Tag 161) noch einmal bestimmt. Am Tag 161 war in der abiotischen Kontrolle nach wie vor kein Abbau feststellbar ( $97 \pm 3 \%$ ). Die unbehandelten Proben zeigten einen leicht erhöhten Abbau im Vergleich zum Tag 56 ( $92 \pm 6 \%$ ), wogegen die Proben mit Nährstoffzugabe eine signifikante Abnahme auf  $55 \pm 16 \%$  zeigten.

Die Versuche haben somit klar belegt, dass vor Ort bereits eine entsprechend aktivierbare Population besteht und ein Ankauf einer fremden Population zum Abbau nicht erforderlich ist.

### 3 UMSETZUNG DER SANIERUNG

Aufbauend auf den Ergebnissen der Absaugversuche wurde das Belüftungssystem, bestehend aus insgesamt sieben Belüftungspegeln und einem Kontrollpegel, errichtet.

Die Belüftung soll den für die biologische Umsetzung erforderlichen Sauerstoff liefern. Die Aufgabe besteht dabei darin, für den kontaminierten Bereich einen gezielten Austausch der Bodenluft zu erreichen. Mittels der Belüftung soll das Risikopotential an Kohlenwasserstoffen im Untergrund durch Oxidation verringert werden. Die abbaubaren Kohlenwasserstoffe werden in Kohlendioxid umgesetzt, welches zusammen mit dem Luftstickstoff gasförmig ausgetragen wird. Je länger die Belüftung betrieben wird, umso kleiner werden das Restrisikopotential und damit die Grundwasserbelastung. Die Planung der Belüftungsmaßnahme erfolgte durch die Finsterwalder Umwelttechnik GmbH. Hierzu wurden unter Zugrundelegung der Daten aus den Vorerhebungen Modellierungen zur Abschätzung der Auswirkungen der geplanten Maßnahmen durchgeführt und schließlich die Belüftungsmaßnahme festgelegt.

In fünf der Belüftungspegel wird die Luft über drei tiefenorientierte Abschnitte von  $2 \times 7$  bzw.  $1 \times 11$  m Länge eingespeist, in zwei Belüftungspegeln gibt es einen Abschnitt von 27 m Länge. Die Messungen der Bodenluftzusammensetzung im Kontrollpegel werden in drei tiefenorientierten Horizonten durchgeführt.

Mittels 40 Kompressoren, die in einem Container nördlich der Schadensstelle situiert sind, wird stündlich eine Luftmenge von je  $10 \text{ m}^3$  (insgesamt  $400 \text{ m}^3/\text{h}$ ) eingebracht. Die Einspeisung erfolgt volumenskonstant, der erforderliche Einspeisdruck wird über die Messtechnik geregelt. Insgesamt stehen unter Berücksichtigung von rund 25 % Abströmverlust rund  $1,8 \text{ m}^3$  Luft/m Filterlänge (ca. 180 m) zur Verfügung. Die Belüftung in den Belüftungspegeln BP3 bis BP7 erfolgt über drei Belüftungsabschnitte je Belüftungsbrunnen, die über die Höhe des Schadens verteilt angeordnet sind. Die Ausbreitung der Luft erfolgt zunächst horizontal über die Breite, um dann nach oben abzufließen. An der Unterseite breitet sich die Luft horizontal und teilweise auch nach unten aus. Die Mess- und Regeltechnik sowie die Systeme für Datenspeicherung und Datenübertragung sind ebenfalls in o.a. Container untergebracht.

Die Bodenluftanalysen erfolgen unter Verwendung einer automatisierten Probennahme über eigene Schlauchleitungen mit einer Anlage der Fa. ExTox. Jeder Messbereich wird im Regelbetrieb einmal pro Tag über den Kontrollpegel angefahren, die Parameter  $\text{O}_2$ ,  $\text{CO}_2$  und KW werden registriert. Ebenso werden die Bodentemperatur und die relative Luftfeuchtigkeit bestimmt.

Alle Systeme arbeiten vollautomatisch, die Daten können telefonisch abgerufen werden, bei Störungen erfolgt eine entsprechende Fehlermeldung.



Aus den gemessenen Anteilen der genannten Gase in der Porenluft werden im Vergleich mit der bekannten Zusammensetzung der zugeführten Luft die Reaktionsanteile an Wasserstoff und Kohlenstoff ermittelt und bilanziert.

### 3.1 Zufuhr von Nährstoffen

Die Zufuhr von Nährstoffen erfolgt durch Ausstreuen von NPK-Dünger in trockener, körniger Form im Schadensbereich. Die Arbeiten erfolgen kurz vor erwarteten Niederschlägen. Der Weitertransport in den Untergrund erfolgt durch versickernde Niederschläge.

Die für das erste Betriebsjahr berechnete Wirkstoffmenge betrug  $125 \text{ g/m}^2 \text{ N}$ , sowie je  $13 \text{ g/m}^2 \text{ P}$  und  $\text{K}$ , verteilt auf vier Durchgänge, in den Folgejahren wurde die aufzubringende Düngemenge um rund 25 % reduziert. Die Aufbringung erfolgte größtenteils mittels Streuwagen bzw. bei den wenigen schwer zugänglichen Bereichen händisch.

## 4 ERGEBNISSE BELÜFTUNG

Aus den automatisierten Kontrollvorrichtungen liegen detaillierte Daten über die Veränderungen in der Bodenluft vor. Der durchschnittliche Sauerstoffgehalt im obersten der drei beobachteten Horizonte liegt bei ca. 17 %, im mittleren und im unteren Horizont bei  $< 21$  %. Der Kohlendioxidgehalt im obersten Horizont liegt im Durchschnitt bei ca. 3 %, im Mittelhorizont bei rund 1 %, im untersten Horizont bei ca. 0,6 %.

Messbare Konzentrationen an Kohlenwasserstoffen traten ausschließlich in den obersten beiden Horizonten während der beiden Wochen nach Belüftungsbeginn auf. Der Wassergehalt der Bodenluft liegt im obersten Horizont zwischen 0,2 und 0,9 %, im mittleren zwischen 0,4 und 0,8 % und im untersten Horizont zwischen 0,3 und 0,6 %.

Die Bodenlufttemperaturen weisen vor allem in den oberen beiden Schichten wie erwartet einen jahreszeitlichen Gang auf. Die größten Schwankungen wurden im obersten Horizont mit Werten zwischen ca. 1 (Spätwinter) und mehr als 25 °C (Ende August) festgestellt, im mittleren Abschnitt liegt der Schwankungsbereich zwischen 11 und 15 °C, die Minima und Maxima sind zeitlich nach hinten verschoben. Im untersten Abschnitt ist der atmosphärische Einfluss auf die Bodentemperatur kaum mehr erkennbar, sie liegt stabil zwischen 12 und 13 °C.

### 4.1 Abbau der Kohlenwasserstoffe

Die Umsetzungsprozesse liefen kurz nach Belüftungsbeginn an. Der Abbau der Kohlenwasserstoffe durch bakterielle Umsetzung wird durch Auswertung der Ergebnisse der Bodenluftzusammensetzung berechnet.

Die errechneten Abbaumengen liegen in den obersten Bodenschichten erwartungsgemäß am höchsten, hier befindet sich auch die größte Menge an Kohlenwasserstoffen. Der untere Belüftungsbereich, der im kohlenwasserstoffarmen Bereich situiert ist und nur die nach unten sickern Kohlenwasserstoffe erfassen soll, ergibt die geringsten Abbaumengen.

Die von der Finsterwalder Umwelttechnik GmbH durchgeführte Bilanzierung ergab einen bisherigen Abbau (d.h. nach zwei Jahren) von rd. 80 % der Kohlenwasserstoffmenge.

### 4.2 Energieverbrauch

Der Energieverbrauch für den Betrieb der Belüftung und Kühlung beträgt im Tagesdurchschnitt ca. 18 kW. Insgesamt wurden im Zeitraum September 2010 bis Juni 2012 bislang ca. 276 MWh verbraucht. Bezogen auf das belüftete Bodenvolumen von  $62.000 \text{ m}^3$  betrug der Stromverbrauch  $4,45 \text{ kWh/m}^3$ .

### 4.3 Ausblick

Die Belüftungsdauer begann im Herbst 2010 und wurde mit 5 – 7 Jahren modelliert. Zwischenergebnisse der Bilanzierung belegen gute Abbaufortschritte und deuten auf eine um mindestens 2 – 3 Jahre kürzere Belüftungsdauer hin.

# Wasserhaushaltsschicht als Oberflächenabdeckung der Deponie Siggerwiesen

R. Prantl & V. Brandner

*blp GeoServices gmbh, Wien & Linz, Österreich*

**KURZFASSUNG:** Die Salzburger Abfallbeseitigung GmbH (SAB) hat zwei Kompartimente ihrer Massenabfalldeponie am Standort Siggerwiesen stillzulegen und lies dazu zunächst ein Konzept zur Stilllegung inkl. Variantenstudie entwickeln. Aus diesem Konzept wurde ein Projekt erarbeitet, eingereicht und bewilligt - die Umsetzung ist derzeit im Gange. Dabei kommt für die Oberflächenabdeckung eine Wasserhaushaltsschicht zum Einsatz, bei der die Dichtwirkung durch das Wasserspeichervermögen des Bodens und durch die Verdunstungsleistung von Boden und Pflanzen erzielt wird. Bei den hohen Jahresniederschlägen am Standort von 1.200 mm sind die geforderten 5 % (Sickerwasserneubildungsrate in Prozent des Jahresniederschlages) mit diesem System alleine jedoch nicht zu erreichen. Daher wurde eine Lösung erarbeitet, bei der Teile der Deponie (Plateaubereich) in einem zweiten, zeitlich späteren Schritt mit einer herkömmlichen Kombinationsdichtung endgültig abgedeckt werden. Dadurch wird im Mittel über die gesamte Fläche der geforderte Grenzwert erreicht. Zur Überprüfung dieses Kriteriums und zur Dimensionierung und Charakterisierung der Wasserhaushaltsschicht wurden numerische Simulationen des Wasserhaushalts unter Verwendung standortbezogener Wetterdaten durchgeführt.

## 1 EINLEITUNG

Mit der österreichischen Deponieverordnung (2008) wurde der Einsatz von alternativen Oberflächenabdeckungssystemen, wie z.B der Wasserhaushaltsschicht möglich. Weiters sind bei Deponien mit hohen biologisch abbaubaren Abfällen temporäre Abdeckungen zur Optimierung des Wasserhaushaltes im Deponiekörper vorgesehen.

Durch diese neuen Regelungen ergibt sich ein geänderter Handlungsspielraum für Planer und Deponiebetreiber. Im Rahmen der vorliegenden Arbeit wird ein Praxisbeispiel vorgestellt, bei dem dieser Handlungsspielraum und die neuen Fragestellungen aus Sicht eines Planers beleuchtet werden.

Dabei handelt es sich um die Stilllegung von zwei Kompartimenten der Massenabfalldeponie der Salzburger Abfallbeseitigung GmbH (SAB) am Standort Siggerwiesen. Dazu wurde ein Konzept inkl. Variantenstudie entwickelt und daraus ein Projekt erarbeitet, eingereicht und bewilligt - die Umsetzung ist derzeit gerade im Gange.

## 2 STANDORT

Der Standort Siggerwiesen befindet sich 5 km nördlich der Stadt Salzburg im Salzburger Becken, rechtsufrig der Salzach in der Antheringer Au. Der gesamte Deponiestandort umfasst verschiedene Kompartimente. Das ggst. Projekt befasst sich mit der Stilllegung von zwei Massenabfallkompartimenten, auf denen von 1989 bis 2009 auf einer Fläche von 65.000 m<sup>2</sup> insgesamt 1.250.000 m<sup>3</sup> Müll-Klärschlamm-Kompost, Restmüllkompost, Sperrmüll und Aushub/Aschen abgelagert wurden.

Das Deponiegas wird mittels Gasbrunnen erfasst und gemeinsam mit Biogas in einer Biogasanlage am Standort verwertet. Das Sickerwasser wird erfasst und in der kommunalen Kläranlage am Standort entsorgt. Die ggst. Kompartimente sind als Haldenschüttung mit einer Höhe von

ca. 20 m und Böschungsneigungen von ca. 1:2,5 ausgeführt und lassen sich in Plateau- und Böschungsbereich unterteilen. Die folgende Abb. 1 zeigt die beiden stillzulegenden Kompartimente.



Abb. 1: Massenabfalldeponie „Siggerwiesen“

### 3 VARIANTENSTUDIE

Für diese Kompartimente wurde der rechtliche und technische Handlungsbedarf zur Stilllegung erarbeitet. Bezüglich der Oberflächenabdeckung ergibt sich für den Standort, dass zunächst eine temporäre Abdeckung herzustellen ist und erst später die endgültige Abdeckung.

Die temporäre Abdeckung soll einen gewissen Wassereintrag ermöglichen, wodurch es zu einer Steigerung des anaeroben Abbaus und des Deponiegaserfassungsgrades kommt. Dadurch soll verhindert werden, dass es durch eine sofortige, vollständige Abdichtung zu einer Trockenstabilisierung der Abfälle kommt, wodurch das Emissionspotential langfristig erhalten bleiben würde. Auch sollen Setzungsschäden der Dichtelemente durch das spätere Aufbringen der endgültigen Abdeckung vermieden werden. Nach Abklingen der Hauptsetzungen und nach Abschluss der aktiven Stabilisierungsmaßnahmen bzw. nach maximal 20 Jahren ist eine endgültige Oberflächenabdeckung herzustellen.

Die Anforderungen an die temporäre Abdeckung bzgl. Wasserhaushalt und Methanoxidation sind mit gut ausgeführten Rekultivierungsschichten zu erreichen und auch die Anforderungen an die endgültige Abdeckung werden mit geeigneten Abdecksystemen gut erfüllt. Die Herausforderung ist jedoch, eine Gesamtlösung mit temporärer und endgültiger Abdeckung zu entwickeln, bei der der Übergang zur endgültigen Abdeckung möglichst wirtschaftlich bei Einhaltung aller ökologischen, fachlichen und gesetzlichen Anforderungen erfolgt.

Eine weitere Herausforderung am Standort ist der hohe Niederschlag von ca. 1.200 mm pro Jahr. Bei diesen klimatischen Bedingungen ist das vorgeschriebene Erreichen der Sickerwasserneubildungsrate von < 5 % des Jahresniederschlages mit bestimmten Abdecksystemen nur sehr schwer möglich.

Abgestimmt auf den Handlungsbedarf wurden für die Oberflächenabdeckung (temporär und endgültig) insgesamt 10 verschiedene Varianten entwickelt und miteinander verglichen. Es wurde bewusst eine große Zahl an Varianten erarbeitet, um möglichst viele verschiedene Ab-

decksysteme und Kombinationen anzudenken, deren Vor- und Nachteile zu erarbeiten und letztendlich die bestmögliche Variante zu finden. Aus dem Variantenvergleich und den Vorgesprächen mit der Behörde hat sich folgende Variante als die, unter Berücksichtigung der wirtschaftlichen, ökologischen und gesetzlichen Aspekte, sinnvollste Vorgehensweise herauskristallisiert.

#### 4 KONZEPT

Es kommen für den Böschungsbereich und den Plateaubereich unterschiedliche Abdecksysteme zum Einsatz. Im Böschungsbereich erfolgt die temporäre Oberflächenabdeckung in Form einer 2,0 m mächtigen Wasserhaushaltsschicht mit einer darunterliegenden Gasdrainschicht, sowie einem Strauch- und Baumbewuchs (siehe Abb. 2). Durch das offene System ist in der Phase der temporären Abdeckung der erforderliche Wassereintrag sichergestellt und auch eventuelle Restgase können zusätzlich zur aktiven Entgasung in der Bodenschicht mikrobiell oxidiert werden.

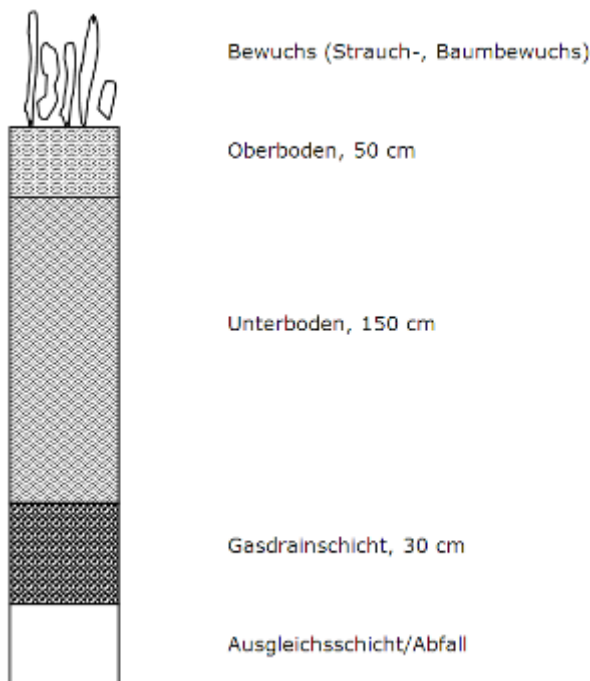


Abb. 2: Aufbau der Wasserhaushaltsschicht im Böschungsbereich

Der Übergang zur endgültigen Abdeckung erfolgt durch Verbesserung der Evapotranspirationsleistung der Wasserhaushaltsschicht. Einerseits kommt es durch die Verbesserung der Bodenstruktur zur Erhöhung der Speicherfähigkeit des Bodens andererseits durch die Etablierung des Bewuchses zur Erhöhung der Transpirationsleistung. Durch diese Entwicklungen kommt es zu einer Verbesserung der Dichtwirkung und zu einer Reduktion der Sickerwassermenge und damit zum Übergang zur endgültigen Abdeckung. Dieses System ist in der Lage einen Großteil der Niederschlagswässer über Verdunstung wieder abzugeben und eine niedrige Durchsickerungsrate zu erreichen.

Bei den hohen Jahresniederschlägen am Standort sind die geforderten 5 % jedoch mit diesem System für die Gesamtfläche alleine nicht zu erreichen. Daher ist im Plateaubereich folgende Vorgehensweise vorgesehen (siehe Abb. 3): Die temporäre Abdeckung erfolgt in Form einer 1 m mächtigen Rekultivierungsschicht mit Gasdrainschicht und Grasbewuchs. Dadurch wird auch hier der erforderliche Wassereintrag sichergestellt und das nicht aktiv erfasste Restmethan wird in der Schicht mikrobiell oxidiert.

Der Übergang zur endgültigen Abdeckung erfolgt im Plateaubereich wie folgt: zunächst wird die Rekultivierungsschicht der temporären Abdeckung entfernt und im Deponiebereich zwischengelagert. Auf die bestehende Gasdrainschicht wird dann eine konventionelle Abdeckung bestehend aus Kombinationsdichtung und Entwässerung aufgebracht. Abschließend wird das

zwischen gelagerte Bodenmaterial der temporären Abdeckung als Rekultivierungsschicht wieder aufgebracht und bepflanzt. Dadurch kommt es im Plateaubereich zur vollständigen Abdichtung, wodurch im Mittel über die gesamte Fläche der geforderte Grenzwert erreicht wird.

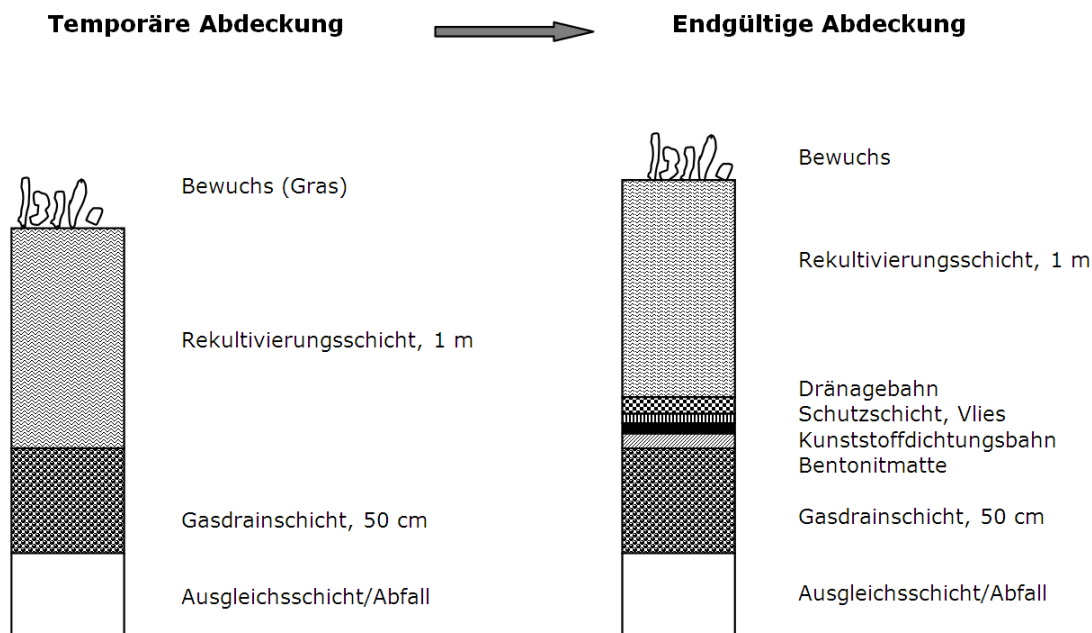


Abb. 3: Aufbau der temporären und der endgültigen Oberflächenabdeckung im Plateaubereich

Die wesentlichen Vorteile dieser Lösung sind:

- Die Wasserhaushaltsschicht ist ein einfaches und natürliches System, wodurch bei guter Materialwahl und Herstellung eine langfristige Funktionsfähigkeit und langfristig wenig Betriebs- und Wartungsaufwand gegeben sind,
- Durch die Kombination mit einer herkömmlichen Abdichtung im Plateaubereich werden die gesetzlichen Anforderungen erreicht,
- Ein Großteil der erforderlichen Arbeiten erfolgt sofort und nicht erst in ca. 20 Jahren.
- Es sind keine Standfestigkeitsprobleme im Böschungsbereich zu erwarten,
- Es sind langfristig keine Probleme mit Wurzelschäden zu befürchten und
- Die Variante ist relativ kostengünstig, da im Böschungsbereich nur ein Bauschritt erforderlich ist.

Demgegenüber stehen folgende Nachteile bzw. Einschränkungen:

- Die Wasserhaushaltsschicht erfordert einen höheren Aufwand für Planung und Voruntersuchungen sowie für die Nachweise der Funktionsfähigkeit,
- Im Plateaubereich ist ein vollständiger „Umbau“ zur endgültigen Abdeckung in spätestens 20 Jahren erforderlich und
- Die Sickerwasserneubildung liegt zwar im Mittel unter 5 %, ist aber doch höher als sie mit einer vollständigen Abdichtung wäre.

## 5 WASSERHAUSHALT

Zur Dimensionierung und Charakterisierung der Wasserhaushaltsschicht und um festzustellen, welche Parameter entscheidenden Einfluss auf die Sickerwasserbildung, Evapotranspiration bzw. Oberflächenabfluss ausüben, wurden numerische Simulationen des Wasserhaushalts mit dem Computermodell „HELP“ (Berger, 2002) unter Verwendung standortsbezogener Wetterdaten über mehrere Jahre durchgeführt.

Bei Betrachtung des Wasserhaushaltes der Deponie sind die folgenden Faktoren entscheidend zur Erreichung des 5 % - Kriteriums gem. Deponieverordnung (2008):

- Niederschlag,
- Oberflächenwasserabfluss,
- Evapotranspiration (inkl. Speicherung) und
- Kapillarer Abfluss aus der Entwässerungsschicht bzw. aus der Wasserhaushaltsschicht.

An dem Standort beträgt der Niederschlag im Mittel ca. 1.200 mm/a. Die maximal zulässige Sickerwassermenge über den gesamten Bereich beträgt somit 60 mm/a. Dieser Wert ist im Mittel über beide Kompartimente einzuhalten. Für vorliegenden Lösungsansatz ist dies von entscheidendem Vorteil, da die höhere Durchsickerungsrate der Wasserhaushaltsschicht im Böschungsbereich durch die Abdichtung im Plateaubereich ausgeglichen werden kann.

Im Plateaubereich wird ein Teil des Niederschlages verdunstet, der Rest wird aufgrund der Abdichtung vollständig über die Entwässerungsschicht abgeleitet. Im Böschungsbereich werden aus der Simulation folgende Werte angenommen: Ein Oberflächenwasserabfluss von 30 mm, eine Evapotranspiration von 730 mm und ein kapillarer Abfluss im untersten Bereich der Wasserhaushaltsschicht von 270 mm. Diese Werte wurden mit konservativen Annahmen ermittelt und sind bei den gegebenen Randbedingungen mit der dargestellten Ausführung erreichbar, womit im Mittel der Grenzwert von 5 % erreichbar ist.

## 6 UMSETZUNG

Aus dem, im Kapitel 4 beschriebenen Konzept wurde das Einreichprojekt erarbeitet, bei der zuständigen Behörde eingereicht und bewilligt. Bauliche Vorarbeiten, wie die Vorbereitung des Arbeitsplanums (Rodung der bestehenden Vegetation, Herstellung der Ausgleichsschicht) und die Errichtung einer Stützmauer am Böschungsfuß wurde von der Salzburger Abfallbeseitigung GmbH (SAB) in Eigenleistung erbracht.

Für Lieferung und Einbau der Kies- und Bodenmaterialien wurden Ausschreibungsunterlagen erstellt. Dabei wurden drei verschiedene Bodenmischungen definiert – Unterboden/Böschung, Oberboden/Böschung und Plateau – und für alle 3 Mischungen Qualitätsanforderungen sowohl für die Ausgangsmaterialien (gem. DVO 2008 und BAWP 2011), als auch für die Bodenmischungen definiert. Im Wesentlichen wurden Grenzwerte für folgende Parameter festgelegt:

- Korngrößenfraktion > 63 mm,
- Korngrößenfraktion > 2 mm,
- Korngrößenfraktion 0,002 bis 0,063 mm,
- Korngrößenfraktion <0,002 mm,
- Wasserspeicherfähigkeit (Feldkapazität),
- Wassergehalt (in Abhängigkeit der Proctorkurve),
- TOC (Feststoff und Eluat),
- pH-Wert,
- Elektrische Leitfähigkeit,
- Gesamtstickstoff,
- Gesamtphosphor und
- Störstoffe (Kunststoff und Metall).

Für das Ausgangsmaterial ist Bodenaushubmaterial der Schlüsselnummer SN 31411 mit der Spezifizierung 29 oder höherwertig nachzuweisen. Daraus ergeben sich als Mindestanforderung die Grenzwerte für Gesamtgehalte von Schadstoffen und deren eluierbare Anteile für die Klasse BA gem. BAWP 2011.

Bodenaushubmaterial, das in entsprechender Qualität und ausreichender Menge gewonnen werden kann, wird auf dem Plateaubereich zwischengelagert und schrittweise aufbereitet und eingebaut. Die Aufbringung des Substrates erfolgt derart, dass es zu möglichst wenig Verdichtungen kommt, da diese den Grob- und Mittelporenanteil verringern und somit sowohl die Wasserspeicherfähigkeit als auch die erforderliche Gaswegigkeit für die Methanoxidation vermindern würden. Außerdem behindert eine zu starke Verdichtung das Wurzelwachstum und die Wuchskraft der Pflanzen, was sich negativ auf die Transpirationsleistung auswirken würde.

Das Material wird mit einem Langstielbagger oder einer Moorraupe eingebaut. Durch einen Proctorversuch werden Wassergehalt und Lagerungsdichte für den Einbau bestimmt. Der Einbau erfolgt auf dem trockenen Ast der Proctorkurve. Ein festgelegter maximaler Einbauwassergehalt und eine festgelegte maximale Einbaudichte (beides in Abhängigkeit der Proctordichte) darf nicht überschritten werden.

Für den Bewuchs im Böschungsbereich wird durch natürliche Sukzession das Aufkommen standortgerechter Pflanzen ermöglicht. Die natürliche Sukzession an dem Standort in den letzten Jahren zeigt das Aufkommen von Weiden und Erlen, welche sich sehr wahrscheinlich auch auf der Wasserhaushaltsschicht etablieren werden. Aufgrund der hohen Wasseraufnahmeraten, des schnellen Wachstums sowie der raschen Wurzelwachstumsraten sind Weiden und Erlen gut geeignet. Ca. zehn Jahren nach Aufbringen der Wasserhaushaltsschicht wird anhand einer Vegetationsaufnahme die natürliche Sukzession überprüft.

Zur Begrünung des Plateaubereichs in der Phase der temporären Abdeckung ist ein Magerrasen vorgesehen. Das organik- und nährstoffarme Bodenmaterial, das für die Rekultivierungsschicht verwendet wird, bildet die Voraussetzungen, dass sich der Magerrasen etabliert. Das Aufkommen der Pflanzen wird mittels Heumulchsaat initiiert. Durch dieses Verfahren kann die regionale Herkunft der Samen sichergestellt werden, was zur Förderung einheimischer, standortgerechter Pflanzen und dadurch zur Schaffung eines ökologisch wertvollen Lebensraums mit naturraumeigenen Pflanzen- und Tierarten führt.

## 7 QUALITÄTSKONTROLLE

Die Qualitätskontrolle der Herstellung der Oberflächenabdeckungen erfolgt unter anderem durch folgende Maßnahmen:

Für die Ausgangsmaterialien ist ein Beurteilungsnachweis für jeden Boden unterschiedlicher Herkunft oder Entnahmestelle mitzuliefern. Erst nach erfolgter Prüfung und Freigabe der jeweiligen Charge kann die Anlieferung erfolgen. Als Fremdüberwachung erfolgt stichprobenartig eine Kontrolle ausgewählter Parameter.

Der Eignungsnachweis für die Bodenmischungen, die eingebaut werden, ist durch ein Gutachten einer „befugten Fachperson oder Fachanstalt“ bzw. einer bodenkundliche Fachanstalt zu erbringen. Erst nach erfolgter Prüfung und Freigabe der jeweiligen Charge kann der Einbau erfolgen. Als Fremdüberwachung erfolgt wiederum eine Kontrolle ausgewählter Parameter.

Die Zuordnung der Ausgangsmaterialien zu den Bodenmischungen ist eindeutig und nachvollziehbar zu dokumentieren, sowie massenmäßig zu bilanzieren, sodass für jede Charge die Gesamtmasse und die Zusammensetzung eindeutig angegeben werden kann. Während des Einbaus erfolgt eine Dokumentation anhand verbaler Beschreibung und Fotodokumentation der Materialien und Arbeitsschritte. Die Bodenmischung wird durch Feldansprachen (Konsistenz, Wassergehalt, Korngrößenverteilung, etc.) überprüft.

Nach dem Einbau wird die Trockendichte bestimmt. Dies erfolgt rechnerisch über die aufgebrachten Bodenmasse (aus Wägung der Bodenmaterialien), dem Einbauwassergehalt und der Vermessung der Kubatur der Rekultivierungsschicht. Die maximal zulässige Trockendichte direkt nach dem Einbau wird in Abhängigkeit der Proctordichte festgelegt und darf nicht überschritten werden.

## LITERATUR

- BAWP (2006) Bundesabfallwirtschaftsplan. Herausgegeben vom Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft. Wien.
- Berger, K. (2002) Das Hydrologic Evaluation of Landfill Performance (HELP) Modell. Deutsche Version HELP 3.55 D. Institut für Bodenkunde, Universität Hamburg.
- BMLFUW (2008) Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft über Deponien (BGBl. II Nr. 39/2008).

# Adäquate Reinigung und Überwachung von Deponieentwässerungssystemen

W. Edenberger & J. Kässinger

*Ingenieurgesellschaft Prof. Czurda und Partner mbH, Urbach/Karlsruhe, Deutschland*

**KURZFASSUNG:** Um finanzielle, technische und umweltrelevante Risiken bei einem Versagen von Deponieentwässerungssystemen auszuschließen, sind bereits in der Betriebs- und Stilllegungsphase einer Deponie Strategien bei der Überwachung und Instandhaltung zu entwickeln, die solche Risiken dann in der Nachsorgephase minimieren.

Grundlage hierbei bildet eine regelmäßige, effiziente Nutzung der zur Verfügung stehenden Techniken von Reinigung und TV-Inspektion in den Leitungen sowie eine anschließende qualifizierte Auswertung der Überwachungsergebnisse.

Um die Aufwendungen für die Überwachung und Instandhaltung des Entwässerungssystems in der Nachsorgephase einer Deponie auf das rein erforderliche Maß reduzieren zu können, müssen in der Regel zunächst kurz-, mittel- und langfristige Maßnahmen zur Ertüchtigung einzelner Leitungen bzw. Leitungsabschnitte ergriffen werden.

Werden die Maßnahmen konsequent und zielgerichtet umgesetzt, ist die Entwässerung des Deponiekörpers nachhaltig gesichert. In Kombination mit einer funktionierenden Oberflächenabdichtung ist dann letztendlich auch der Sorgfaltspflicht gegenüber der Umwelt in ausreichender Weise genüge getan.

## 1 EINLEITUNG

Das Entwässerungssystem einer Deponie stellt einen unverzichtbaren Bestandteil des Abdichtungssystems, speziell an der Deponiebasis dar. Die in die Flächendränage integrierten gelochten bzw. geschlitzten Entwässerungsleitungen (nach dem früheren Standard aus Ton oder Steinzeug, nach dem derzeitigen Stand der Technik aus PE-HD) haben die Aufgabe, das anfallende Sickerwasser aus dem Deponiekörper abzuleiten und einer entsprechenden Behandlung zuzuführen. Treten in diesem wichtigen Teil des Bauwerks Deponie Schäden auf, so kann dies bekannterweise fatale Folgen für die Abdichtung und demzufolge auch für die Umwelt haben. Als Präventivmaßnahme werden deshalb seit etlichen Jahren Hochdruckreinigungen und Kanalinspektionen in eben diesen Systemen durchgeführt, mit der Aufgabe die Entwässerungsfunktion der Rohre zu erhalten, Veränderungen der Rohrwandung bzw. bereits aufgetretene Schäden optisch zu erfassen und die entsprechenden Maßnahmen bis hin zur Sanierung einzuleiten.

Die regelmäßigen Kanalinspektionen an den Entwässerungssystemen von Deponien haben immer wieder gezeigt, dass in diesem Bereich ein enormer innovativer Entwicklungsbedarf hinsichtlich der Reinigungsverfahren und der Zustandserfassung, wie auch der entsprechenden Zustandsbewertung umgesetzt wurde.

Obwohl die anwendbaren Techniken mittlerweile in weiten Bereichen ausgereift sind und durch die Deponieverordnung-DepV (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, 2002 ff) in der Anwendung vorgegeben werden, nutzen viele Deponiebetreiber die sich bietenden Möglichkeiten in weiten Bereichen noch nicht. Besonders auch die Anforderungen an die Funktionstüchtigkeit des Entwässerungssystems in der Nachsorgephase einer Deponie sind sehr hoch und sollten trotz realisierter Oberflächenabdichtungen nicht unterschätzt werden. Die Entwässerungsleitungen müssen auch nach dem Abschluss des Deponiekörpers, nicht zuletzt auch aufgrund der Tatsache einer über lange Zeiträume andauernden Eigenentwässerung des Deponiekörpers, regelmäßig gewartet und inspiziert werden.



## 2 GELTENDE VORSCHRIFTEN / MASSGABEN

Die geltenden Verordnungen und Vorschriften für Deponien regeln relativ klar eine entsprechende Vorgehensweise bei der Überwachung und Instandhaltung der Entwässerungsleitungen in einer Deponie. Insbesondere auch die Überwachungs- und Dokumentationspflichten in der Nachsorgephase betreffen auch hier die Entwässerungssysteme.

## 3 WARTUNG UND KONTROLLE DES ENTWÄSSERUNGSSYSTEMS

### 3.1 *Reinigung der Leitungen*

Grundlage für einen langfristigen Erhalt der Entwässerungsfunktion der Leitungen ist eine regelmäßige, den einzelnen Erfordernissen angepasste Reinigung der Leitungen und dazugehörigen Schächte. Was passiert, wenn regelmäßige Reinigungen ausbleiben, soll Abb. 1 verdeutlichen.

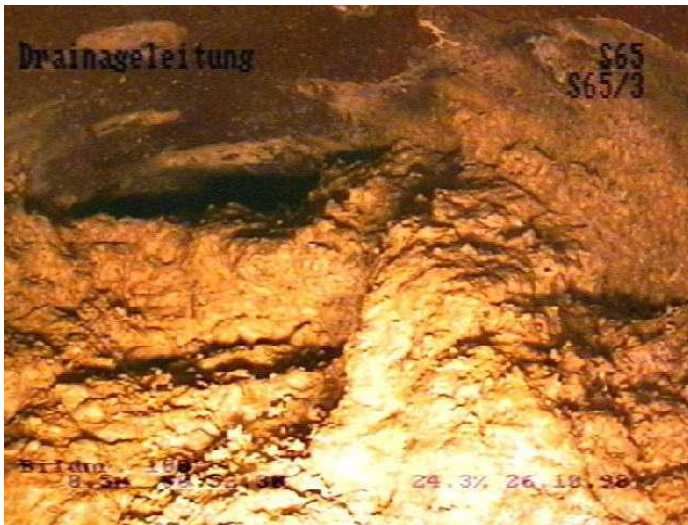


Abb. 1: Inkrustation in einer nicht regelmäßig gereinigten Deponiesickerwasserleitung

In einigen Deponien wurde festgestellt, dass die Bildung von Ablagerungen sehr rasch vonstatten gehen und innerhalb eines Jahres eine Mächtigkeit von bis zu 5 cm erreichen kann. Diese Tatsache zeigt auf, dass die Reinigung grundsätzlich einer gewissen Regelmäßigkeit unterliegen muss.

Da jede Deponie hinsichtlich der Bildung von Ablagerungen in den Leitungen ihre Eigenart hat, unterschieden sich auch die zu wählenden Vorgehensweisen bei der Wartung.

Die derzeit zur Verfügung stehenden Techniken stellen, vom einfachen Einsatz einer mehrstrahligen Hochdruckreinigungsdüse bis hin zum aufwendigen Einsatz von Schlagbohrfräsen eine große Bandbreite an „Reinigungsgeräten“ zur Verfügung.

Bei der Wahl des Reinigungsverfahrens sowie des -werkzeugs sind grundsätzlich mehrere Faktoren wie,

- Rohrdurchmesser,
- Rohrmaterial,
- Länge und Gefälle/Steigung der Haltung,
- Zugänglichkeit der Haltung (Start-/Zielschächte),
- Art und Mächtigkeit bereits vorhandener Ablagerungen,
- Funktion der Haltung,
- Vorhandene Schädigungen in der Leitung etc.,

zu beachten.

Die vorangestellten Angaben zeigen auf, dass sich eine gezielte Auswahl des Reinigungsverfahrens sowie die Wahl des „Reinigungswerkzeuges“ grundsätzlich immer an den vorhandenen Randbedingungen orientieren muss. Die große Anzahl verschiedener Düsenarten wie Vorstrahl-, Rotations-, Flachdüsen etc. bietet eine große Bandbreite an Möglichkeiten, die in der Regel nach einer fachlichen, ingenieurtechnischen Auswertung der regelmäßigen Reinigung und Inspektion, adäquat und zielgerichtet genutzt werden können.

Eine effiziente Reinigung von Entwässerungsleitungen ist nicht nur von den vorgenannten Faktoren sondern auch von der hierbei eingesetzten Fahrzeugtechnik abhängig.

Herkömmlicherweise verfügen gut ausgestattete Reinigungsfahrzeuge über folgende technische Möglichkeiten:

- Kombinierte Spül- und Saugfahrzeuge mit einer Pumpenleistung von mind. 150 bar Druck (bei Steinzeugrohren maximal 150 bar),
- Geräteleistung mind. 320 Liter/min Durchsatz,
- Länge des Reinigungsschlauches bis 800 m und
- Einsatz einer Wasserrückgewinnung, Wassertank mit mindestens 12 m<sup>3</sup> Fassungsvermögen.

### 3.2 TV-Inspektion

Grundlage für eine Zustandsbewertung des Entwässerungssystems bzw. zur Festlegung weiterer Schritte bei der Instandhaltung der Leitungen bildet die, im Anschluss an die Reinigung durchzuführende, Untersuchung mittels Kanalkamera.

Zur Durchführung der TV-Inspektion in Deponieentwässerungsleitungen stehen umfangreiche Verfahrenstechniken zur Verfügung. Wie bei vielen Technologien werden auch hier immer wieder technische Neuerungen auf den Markt gebracht, so dass die nachfolgenden Ausführungen lediglich den aktuellen Stand der bis 2011 zur Verfügung stehenden Techniken wiedergeben können.

Im Folgenden sollen die wesentlichen Möglichkeiten und Aufgaben einer ordnungsgemäßen TV-Inspektion in einem Deponieentwässerungssystem kurz dargestellt werden. Die zielgerichtete Durchführung der einzelnen Messungen und Bestandsaufnahmen bildet eine wichtige Basis für die Beurteilung des Entwässerungssystems und der Festlegung weiterer, effizienter Wartungsstrategien.

#### 3.2.1 Allgemeine Kamertechnik

Generell entsprechen alle modernen zum Einsatz kommenden Fahrwagengrößen sowie die dazugehörigen Kameras den Unfallverhütungsvorschriften bzw. den Sicherheitsvorschriften der ZH 1/10 der Ex - Schutzzone 1 (Hauptverband der gewerblichen Berufsgenossenschaften).

Nachfolgend werden beispielhaft die Möglichkeiten einer modernen Kanalinpektionskamera für Leitungsdurchmesser von 150 bis ca. 600 mm kurz beschrieben:

- Fahrgeschwindigkeit stufenlos regelbar bis 12 m/min,
- Reichweite je nach Steigung und Kabelgewicht bis 800 m,
- Fahrwerk: Räder oder Raupen je nach Einsatzart,
- Stromversorgung durch Batterie oder mitgezogenes Kabel,
- Kabel: Koaxialkabel, PU ummantelt mit Kevlarzugentlastung,
- Schwenkkopfkamera mit Drehbereich bis 370° um die Rohrachse und Schwenkbereich bis 120° senkrecht zur Rohrachse mit Zoomobjektiv und
- Ausleuchtung des Kanalrohres mit Halogenleuchten.

#### 3.2.2 Zustandserfassung

Bei der Zustandserfassung werden die Untersuchungsergebnisse protokolliert und auf DVD oder einer mobilen Festplatte aufgezeichnet. Die derzeit angewandten Inspektionsmethoden ergeben eine bestimmte Anzahl von Informationen über das Entwässerungssystem. Aufgrund der Untersuchungen ergibt sich eine Vielzahl von Fotos, DVD's, Schadensberichten und Daten auf lesbaren Datenträgern. Auf der Basis dieser Informationen erhält man einen Überblick über den aktuellen baulichen Zustand der Entwässerungsanlagen und den Erfolg der vorangegangenen Reinigungs- und möglicherweise Instandsetzungsarbeiten.

### 3.2.3 Neigungsmessung

Zur Überwachung von Setzungen an der Deponiebasis stellt die Neigungsvermessung in den Entwässerungsleitungen ein probates Mittel dar. Auf die Genauigkeit der Messungen und eine entsprechende Vergleichbarkeit in Jahresreihen ist daher grundsätzlich zu achten.

Moderne Verfahrenstechniken wie die Inklinometermessung lösen hierbei immer mehr den Einsatz der konventionellen Schlauchwaage bei der Ermittlung der Rohrneigungen ab.

### 3.2.4 Temperaturmessung

Zur Temperaturmessung während einer Kamerabefahrung werden derzeit mehrere Technologien angewandt. Sie reichen von sehr einfachen Systemen, wie ein vor die Kameralinse angebautes Digitalthermometer das in bestimmten Abständen abgelesen wird und die Daten entsprechend festgehalten werden, bis hin zu in die Kamera eingebauten Infrarotsensoren. Probleme bereiten vor allem bei der einfachen Methode die Temperatureinflüsse der Kamerabeleuchtung.

### 3.2.5 Verformungsmessung

Unsachgemäße Handhabung beim Einbau sowie statische Überlastung durch hohe Müllüberschüttungen können, insbesondere bei PE-HD Rohren, zu Verformungen führen. Hier sollten, zur Dokumentation des Verformungsfortschrittes Deformationsmessungen durchgeführt werden, die eine Überlastung der Leitung und damit die Notwendigkeit einer Sanierung bzw. Stabilisierung anzeigen.

Besonders auch in der Nachsorgephase einer Deponie ist dieses „Instrument“ der Überwachung von Entwässerungssystemen von zentraler Bedeutung.

## 4 AUSWERTUNG DER WARTUNG UND KONTROLLE

Die Auswertung der Ergebnisse aus der Untersuchung eines Deponieentwässerungssystems erfolgt in der Regel durch ein entsprechendes, unabhängiges Ingenieurbüro.

Die Grundlage einer ordnungsgemäßen Auswertung der gewonnenen Daten bilden zunächst grundsätzlich plausible Ergebnisse aus der Zustandserfassung einschließlich Neigungs- und Temperaturmessung.

Bewährt hat sich bei der Auswertung der Reinigung und TV-Inspektion eine enge Zusammenarbeit zwischen der ausführenden Firma und der auswertenden Instanz (Ingenieurbüro oder Deponiebetreiber selbst).

Hierbei erfolgt eine Koordinierung bereits in der Ausführungsphase der Reinigungs- und Inspektionsarbeiten hinsichtlich der Zielsetzung „Erstellung des jährlichen Berichtes zum Deponieverhalten“. Ebenso sollten im Vorfeld Angaben für eine zielgerichtete Datenerhebung zusammengestellt werden und eine entsprechende Weiterleitung der Basisdaten an den „Befahrer“ erfolgen.

### 4.1 *Verarbeitung der Inspektionsdaten*

Als effizient und in einem sehr guten Kosten- /Nutzenverhältnis stehend hat es sich erwiesen, die Ergebnisse der TV-Inspektionen von der ausführenden Firma im Format des Kanaldatenerfassungsprogramms z.B. PIPEX (Professional solutions hard & software GmbH) übergeben zu lassen. Hierbei handelt es sich nicht um eine aufwendig zu installierende Kanaldatenbank, sondern die Daten können direkt vom überwachenden Ingenieurbüro mit diesem Programm nachbearbeitet und dem jeweiligen Betreiber als sogenannte Betrachterversion ausgegeben werden. Der Vorteil hierin liegt in der einfachen und ohne großen Aufwand durchführbaren Datenübergabe der nachgearbeiteten TV-Inspektion vom Ingenieurbüro an den jeweiligen Deponiebetreiber.

### 4.2 *Bericht zum Zustand des Entwässerungssystems*

Auf Basis der voran beschriebenen Datenerhebung und Verwaltung kann ein bedarfsgerechter Bericht über den Zustand des Entwässerungssystems erstellt werden. Dieser kann dann, meist ohne weitere Bearbeitung dem jährlichen Bericht zum Deponieverhalten beigelegt werden.

In der Regel genügt es nicht, dem jährlichen Bericht die Befahrungsprotokolle der TV-Inspektion oder Auszüge von Statistiken aus Kanaldatenbanken beizulegen. Vielmehr hat es sich bewährt, die Daten der TV-Inspektion lediglich als Basis einer ausführlichen Zustandsbeurteilung des Entwässerungssystems heranzuziehen.

## 5 STRATEGIEN ZUM ERHALT DER ENTWÄSSERUNGSFUNKTION

Die nachfolgende Darstellung soll die Gesamthematik darstellen und die verschiedenen Wege zu einem langfristigen Erhalt der Entwässerungsfunktion der Deponiesickerwasserleitungen aufzeigen.

Die aufgezeigte Grundstrategie soll als Hilfestellung bei der bedarfsgerechten Instandhaltung des Deponieentwässerungssystems dienen. Spezifische Randbedingungen können im Einzelfall zu geringen Abweichungen führen.

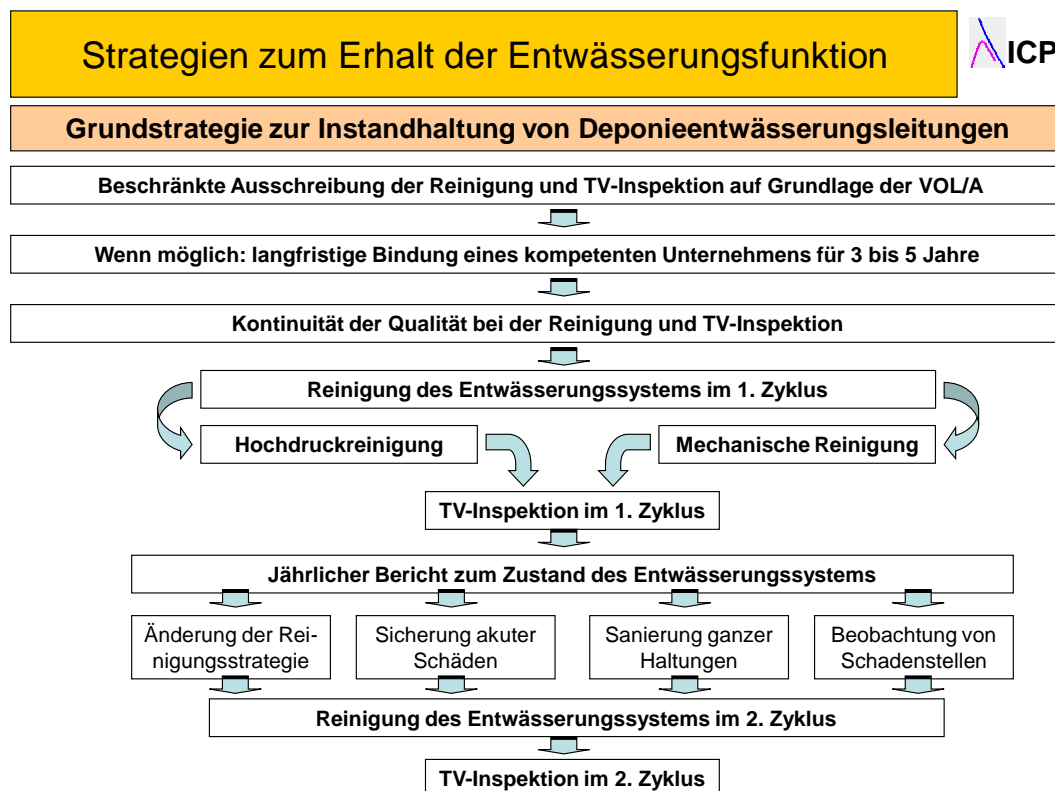


Abb. 2: Strategien zum Erhalt der Entwässerungsfunktion

### 5.1 Kurzfristige Maßnahmen

Kurzfristige Maßnahmen sollten direkt im Anschluss an die aktuelle Kamerabefahrung durchgeführt werden. Hierzu bedarf es einer engen Zusammenarbeit zwischen der ausführenden Firma und dem Entscheidungsträger des Deponiebetreibers bzw. dem überwachenden Ingenieurbüro, da oftmals vor Ort über die weitere Vorgehensweise entschieden werden muss.

In der Regel müssen akute Schäden kurzfristig durch bestimmte Sanierungsverfahren der offenen oder geschlossenen Bauweisen behoben werden. Eine detaillierte Zusammenstellung aller Möglichkeiten kann z.B. den Ausführungen in (Edenberger 2000) entnommen werden.

### 5.2 Mittelfristige Maßnahmen

Noch vor dem nächsten Untersuchungszyklus sollten, auf der Basis der Auswertung aus der TV-Inspektion, mittelfristige Maßnahmen zur Verbesserung der Entwässerungssituation ergriffen

werden. Aufgabe der mittelfristigen Maßnahmen ist es, eine Verbesserung der Wartungs- und Untersuchungsmöglichkeiten herbeizuführen.

Erforderlich werdende Sanierungsmaßnahmen können bei einer mittelfristigen Umsetzung der Maßnahmen in der Regel nur durch planerische Tätigkeiten realisiert werden. Hierbei muss durch eine gezielte Auswahl geeigneter Sanierungsverfahren ein effizienter Kosten-/Nutzenfaktor erzielt werden (Edenberger 2000).

### 5.3 Langfristige Maßnahmen

Innerhalb von zwei bis vier Untersuchungszyklen sollten die langfristigen Maßnahmen realisiert werden. Diese bauen auf den Ergebnissen der kurz- bzw. mittelfristig umgesetzten Maßnahmen auf und sollen dazu führen, dass das Entwässerungssystem nachhaltig funktionstüchtig bleibt.

## 6 SCHLUSSFOLGERUNG, ZUSAMMENFASSUNG

Das Entwässerungssystem einer Deponie stellt; hinsichtlich der Überwachung und Instandhaltung, nicht nur die Betreiber der Anlagen sondern auch Ingenieurbüros und Wartungsfirmen immer wieder vor neue Herausforderungen.

Besonders eine konsequente Erhaltung der betrieblichen Sicherheit dieser Systeme in der Nachsorgephase einer Deponie stellen eine nicht zu unterschätzende Aufgabe dar.

Um finanzielle, technische und umweltrelevante Risiken bei einem Versagen der Entwässerungssysteme auszuschließen, sind bereits in der Betriebs- und Stilllegungsphase einer Deponie Strategien bei der Überwachung und Instandhaltung zu entwickeln, die solche Risiken dann in der Nachsorgephase minimieren.

Grundlage hierbei bildet eine regelmäßige, effiziente Nutzung der zur Verfügung stehenden Techniken und eine anschließende qualifizierte Auswertung der Überwachungsergebnisse.

Um die Aufwendungen für die Überwachung und Instandhaltung des Entwässerungssystems in der Nachsorgephase einer Deponie auf das rein erforderliche Maß reduzieren zu können, müssen in der Regel zunächst kurz-, mittel- und langfristige Maßnahmen zur Ertüchtigung einzelner Leitungen bzw. Leitungsabschnitte ergriffen werden.

Werden die Maßnahmen konsequent und zielgerichtet umgesetzt, ist die Entwässerung des Deponiekörpers nachhaltig gesichert. In Kombination mit einer funktionierenden Oberflächenabdichtung ist dann letztendlich auch der Sorgfaltspflicht gegenüber der Umwelt in ausreichender Weise genüge getan.

## LITERATUR

Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (2002 ff) *Verordnung über Deponien und Langzeitlager*, Deponieverordnung DepV.

Edenberger, W. (2000) Schäden an Deponieentwässerungssystemen und Möglichkeiten zu deren Behebung. *Handbuch der Altlastensanierung*. Kap. 8204, C.F. Müller Verlag.

Hauptverband der gewerblichen Berufsgenossenschaften, *ZH1/10 Richtlinien zur Vermeidung der Gefahren durch explosionsgefährliche Atmosphäre*.

Professional solutions hard & software GmbH, Oberstdorf, Firmeninformation zum Kanaldatenerfassungsprogramm PIPEX.

# Erfassung und Sanierung von Schäden in Deponieentwässerungsleitungen

D. Löwe

*bds Boden- und Deponie-Sanierungs GmbH, Neufahrn, Deutschland*

**KURZFASSUNG:** Deponieentwässerungsleitungen haben eine bedeutende Rolle im Lebenszyklus einer Deponie. Ordnungsgemäß funktionierende Entwässerungsleitungen sind deshalb für jeden Deponiebetreiber von hoher Bedeutung. Sowohl in der Deponieverordnung (DepV) wie auch in der zwischenzeitlich außer Kraft getretenen TA Siedlungsabfall (TASI) wird die Bedeutsamkeit dieser Leitungen für die Betriebs- als auch für die Nachsorgephase explizit hervorgehoben. Mit der Novellierung der Deponieverordnung (DepV) vom 27. April 2009 wurde ein weiterer Schritt in Richtung Generationengerechtigkeit getätigt, damit unseren Nachfahren keine "tickenden Zeitbomben" hinterlassen werden. Daher müssen bereits in der Betriebsphase die Grundlagen für eine ordnungsgemäße Nachsorgephase geschaffen werden. Hierbei haben die Deponieentwässerungsleitungen eine wesentliche Rolle, so dass deren Wartung aus Betriebsgründen zu jedem Zeitpunkt sichergestellt sein muss und erforderliche Sanierungen aus Kostengründen frühzeitig erfolgen sollten. Da bei der ordnungsgemäßen Wartung der Leitungen eine Vielzahl an Daten aufgenommen werden, sollte zur Dokumentation ein tiefbautechnisches Geoinformationssystem (GIS) eingesetzt werden, um ein Deponieleitungskataster auf- bzw. auszubauen (Löwe 2012).

## 1 EINLEITUNG

Deponieentwässerungsleitungen haben eine bedeutende Rolle im Lebenszyklus einer Deponie. Ordnungsgemäß funktionierende Entwässerungsleitungen sind deshalb für jeden Deponiebetreiber von hoher Bedeutung. Sowohl in der Deponieverordnung (DepV) wie auch in der zwischenzeitlich außer Kraft getretenen TA Siedlungsabfall (TASI) wird die Bedeutsamkeit dieser Leitungen für die Betriebs- als auch für die Nachsorgephase explizit hervorgehoben. Daher muss deren Wartung aus Betriebsgründen zu jedem Zeitpunkt sichergestellt sein, erforderliche Sanierungen sollten aus Kostengründen frühzeitig erfolgen.

## 2 WARTUNG VON ENTWÄSSERUNGSLEITUNGEN

Der Deponiebetreiber hat gemäß der gesetzlichen Bestimmungen in der Betriebsphase mindestens einmal jährlich seine Entwässerungsleitungen einer optischen Inspektion zu unterziehen, um den baulichen Zustand der Leitungen zu kontrollieren und zu dokumentieren. Im Zuge dieser TV-Untersuchung mittels ex-geschützter Kanalkamera sind Neigungs- und Temperaturmessungen durchzuführen. Die bei diesen Untersuchungen gewonnenen Daten sind zu dokumentieren.

Da bei einer ordnungsgemäßen Durchführung der erforderlichen Untersuchungen eine Vielzahl an Daten aufgenommen werden, sollte zur Dokumentation ein tiefbautechnisches Geoinformationssystem, wie z.B. ASPOSIA<sup>®</sup>, eingesetzt werden, um ein Deponieleitungskataster auf- bzw. auszubauen. Hierbei ist von wesentlichem Vorteil, dass die in den Jahren zuvor gewonnenen Daten mit den neuesten Daten verglichen werden können, und somit auf einfache Weise Veränderungen im Leitungssystem erkennbar sind.

Auf Grund der hierdurch gewonnenen Erkenntnisse können Sanierungsstrategien unter Zuhilfenahme des Deponieleitungskatasters erarbeitet und Sicherungs- bzw. Sanierungsmaßnahmen eingeleitet werden. Die Wahl des richtigen Sanierungsverfahrens erfordert ein hohes Maß an Erfahrung auf dem Gebiet der Leitungssanierung unter den besonderen Randbedingungen die auf einer Deponie herrschen. Die Planungen sollten daher nur von Ingenieurbüros durchgeführt werden, die auf diesem Gebiet langjährige Erfahrungen nachweisen können. Gleiches gilt für die Ausführung der erforderlichen Sanierungsarbeiten. Diese sollten nur an Fachfirmen, die bereits auf diversen Maßnahmen das notwendige Know how erworben haben, vergeben werden.

### 3 SANIERUNG VON ENTWÄSSERUNGSLEITUNGEN

Bei der Sanierung von Entwässerungsleitungen wird gemäß DIN EN 752:2008 unterschieden in (Beuth Verlag 2008):

- Reparatur,
- Renovierung und
- Erneuerung.

### 4 REPARATURVERFAHREN

Unter Reparatur werden Maßnahmen zur Wiederherstellung des Sollzustandes bei örtlich begrenzten Schäden, wie z.B. kleinen Rissen verstanden (Beuth Verlag 2008).

Auf Deponien werden hierfür entweder offene oder geschlossene Bauverfahren eingesetzt. Als geschlossenes Verfahren kommt hierfür im Wesentlichen das Kurz-Inliner-Verfahren zum Einsatz. Hierbei wird von den bestehenden Sickerwasserkontrollschächten ein auf das Deponie-sickerwasser abgestimmter mit Kunstharz getränkter Glasfaser-Kurzschlauch auf ECR-Glas-Basis mittels Packertechnik an die zu reparierende Schadstelle eingeschoben oder eingezogen. Der Packer wird daraufhin mit Luft beaufschlagt, der Kurzschlauch legt sich an die Rohrwandung an. Nach der Aushärtung des Harzes wird die Luft des Packer's abgelassen, der Packer wird aus dem Rohr gezogen. An der Schadstelle verbleibt der nun ausgehärtete Kurzschlauch, das Rohrsystem ist über einen Zeitraum von ca. 5 Jahren gesichert. Der Vorteil dieses Verfahrens besteht darin, dass mit einem relativ geringen finanziellen Aufwand eine Sicherung der Schadstelle über mehrere Jahren erfolgen kann. Nachteilig ist jedoch, dass es sich lediglich um eine temporäre Sicherung handelt und nach einer gewissen Zeit eine endgültige Lösung realisiert werden muss.

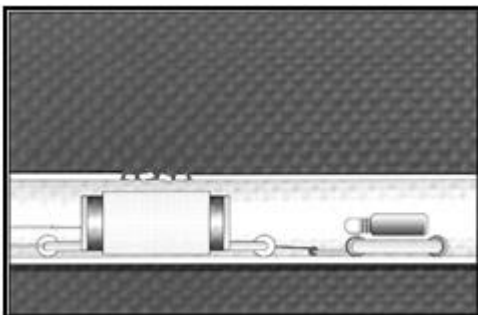


Abb. 1: Positionierung des Packers

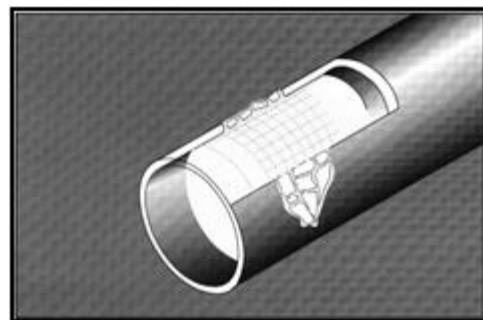


Abb. 2: Ausgehärteter Kurzliner

Offene Verfahren sind davon geprägt, dass das defekte Rohrstück im Schutze einer herzustellenden Baugrube durch ein neues Rohrstück ausgetauscht wird. Für die Sicherung der Baugrube kommen entweder Stahlrohre im Durchmesser von 2,50 bis 3,0 Meter zum Einsatz, oder aber die Baugrubenwandung wird mittels Spritzbetonschale gesichert. Als vorteilhaft ist zu erwähnen, dass mit diesem Verfahren eine dauerhafte Sanierung eines örtlich begrenzten Schadens erfolgen kann, nachteilig ist jedoch, dass die Herstellung der Baugrube je nach Tiefenlage der Rohrleitung äußerst kostenintensiv ist.



Abb. 3: Austausch eines Rohrkurzstückes im Schutze eines Stahlrohverbaus

## 5 RENOVIERUNGSVERFAHREN

Unter Renovierung werden Maßnahmen zur Verbesserung der aktuellen Funktionsfähigkeit von Leitungen unter vollständiger oder teilweiser Einbeziehung ihrer ursprünglichen Substanz verstanden (Beuth Verlag 2008).

Auf Deponien hat sich hierfür das Relining-Verfahren durchgesetzt. Hierbei werden i.d.R. statisch tragfähige Kurzrohre aus GfK oder PEHD mit einem geringeren Außendurchmesser als die Nennweite des vorhandenen Rohres von den bestehenden Sickerwasser-kontrollschächten in die zu sanierende Leitung eingeschoben oder eingezogen. Somit steht ein neues Rohrsystem im alten Rohr zur Verfügung, Nachteilig ist hierbei, dass der Querschnitt wesentlich verkleinert wurde, so dass dieses Verfahren nur bei ausreichend dimensionierten Leitungen eingesetzt wird.

## 6 ERNEUERUNGSVERFAHREN

Unter Erneuerung werden Maßnahmen zur Herstellung neuer Leitungen, welche die Funktion der alten, außer Betrieb genommenen, übernehmen, verstanden. Dies kann an derselben Stelle durch Auswechslung (Substanzerstörung) oder an anderer Stelle (Substanzaufgabe) erfolgen (Beuth Verlag 2008).

Auf Deponien hat sich hierfür seit 1990 das Berstlining-Verfahren durchgesetzt. Beim Berstlining-Verfahren wird zwischen dem statischen und dynamischen Verfahren unterschieden. Da zur Sanierung von Sickerwasserleitungen mit dem dynamischen Verfahren die effektivsten Erfolge erzielt werden, wird nur auf dieses eingegangen. Beim dynamischen Berstlining-Verfahren unterstützt die Zugkraft einer Seilwinde den Berstvorgang. Als Verdrängungskörper



kommt ein druckluftbetriebener Bersthammer auf Basis eines Bodenverdrängungshammers zum Einsatz. Die Berstwerkzeuge, die je nach Aufgabenstellung entweder am vorderen oder hinteren Ende des Bersthammers angeordnet sein können, übertragen die Rammenergie auf die Altrohrleitung und brechen diese auf. Ein nachfolgender Aufweitkörper verdrängt die geborstene Altrohrleitung in den umgehenden Boden und vergrößert den Querschnitt so weit, dass gleichzeitig mit dem Vortrieb ein neues Rohr gleicher oder größerer Nennweite eingezogen werden kann. Für die Durchführung des Verfahrens ist die Herstellung von Baugruben erforderlich. Von diesen aus wird das Windenzugseil eingespült oder mit Hilfe eines Glasfibrerstabes (Röhrenaal) eingezogen. Die einzubringenden Rohre werden außerhalb der Baugruben zu einem Rohrstrang zusammengefügt und an den Bersthammer angeschlossen, nachdem dieser mit dem erforderlichen Druckluftschlauch verbunden wurde. Daraufhin wird die Bersteinheit mit angeschlossenem Rohrstrang in der Startbaugrube positioniert. Dann beginnt der Berstvorgang durch Starten des Kompressors. Die Vorwärtsbewegung und Richtungsstabilität werden durch die über die Seilwinde aufgebraachte Zugkraft unterstützt, die Verdrängungsarbeit übernimmt der Bersthammer. Nach Ankunft des Bersthammers in der Zielbaugrube wird dieser dort geborgen.

Dynamische Bersthämmer sind in den unterschiedlichsten Leistungsklassen und Bauarten verfügbar. Mit dem dynamischen Berstlining-Verfahren lassen sich insbesondere spröde Altrohrwerkstoffe sanieren. Hierzu gehören Grauguss, PVC sowie Faser- oder Asbestzement. Beim Einsatz für Graugussleitungen dürfen diese allerdings nur dünnwandig sein.

### 6.1 Besonderheiten beim Bersten von Deponieentwässerungsleitungen

Insbesondere die Lage der Sickerwasserleitungen stellt an die Ausführung teilweise sehr hohe Anforderungen. Bevor die eigentliche Sanierung erfolgen kann, muss grundsätzlich von zwei Seiten ein Zugang zu der defekten Leitung hergestellt werden. Hierfür müssen entsprechende Baugruben hergestellt werden, die je nach Ausbildung der Deponie als „einfache“ Böschungsanschnitte oder als tiefe Baugruben im Müllkörper hergestellt werden. Zusätzlich ist die Länge der zu sanierenden Rohrleitung als auch die Müllüberdeckung von entscheidender Bedeutung für die Wahl der Ausbildung der erforderlichen Baugruben. Darüber hinaus werden an den Arbeitsschutz erhöhte Anforderungen gestellt, dieser wird nach BGR 128 realisiert.

### 6.2 Baugruben im Böschungsbereich

Sofern die Lage und Länge der Rohrleitungen es ermöglicht, dass ein Zugang von den Böschungsseiten der Deponie hergestellt werden kann, erfolgt im jeweiligen Bereich die Herstellung eines Böschungsanschnittes auf die Deponiebasis. Die so hergestellte Baugrube wird i.d.R. geböschert hergestellt, eine statische Berechnung des Böschungswinkels erfolgt im Vorwege. Die so hergestellten Baugruben werden dann als Start- und Zielbaugrube verwendet.

### 6.3 Tiefe Baugruben im Müllkörper

Sobald die Lage und/oder Länge der zu sanierenden Rohrleitungen keinen Zugang über entsprechende Böschungsanschnitte erlaubt, ist die Herstellung von verbauten Baugruben notwendig. Diese Baugruben werden grundsätzlich kreisrund hergestellt und mittels Spritzbeton oder speziellem Stahlrohrverbau statisch gesichert. Der Baugrubendurchmesser richtet sich nach dem Mindestbiegeradius des als Rohrstrang einzuziehenden PE-Rohres, dieser Biegeradius ist temperaturabhängig und beträgt bei z.B. 20 °C den 20fachen Rohraussendurchmesser. Das bedeutet, dass ein PE-Rohr mit einem Aussendurchmesser von 280 mm mindestens eine Startbaugrube mit einem Innendurchmesser von 5,60 m benötigt.

In Abhängigkeit von den Randbedingungen auf der jeweiligen Deponie ist auch eine Kombination von einer tiefen Baugrube mit einem Böschungsanschnitt möglich (Löwe/Stegner 2012)

Eine schematische Darstellung des Verfahrens ist der nachfolgenden Abb. 4 zu entnehmen, die Abb. 5 zeigt die Durchführung auf der Baustelle

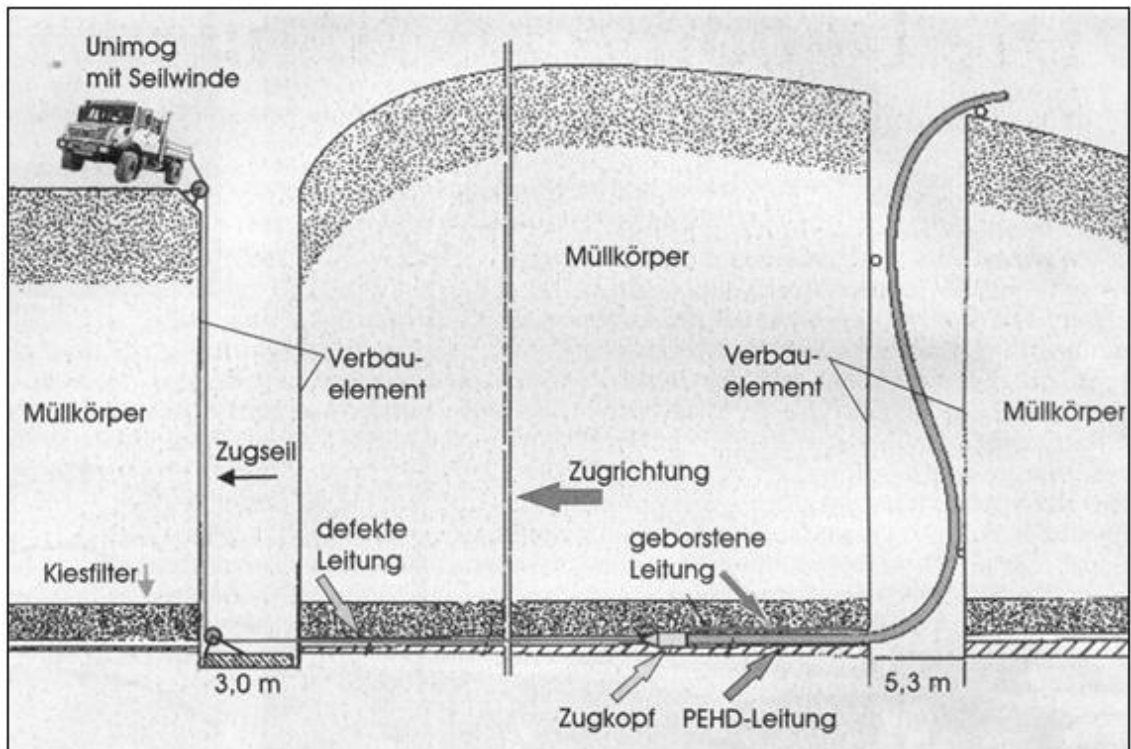


Abb. 4: Schematische Darstellung des dynamischen Berstlining-Verfahrens



Abb. 5: Durchführung des dynamischen Berstlining-Verfahrens

## 7 ZUSAMMENFASSUNG

Damit Deponieentwässerungsleitungen die Vielfältigkeit ihrer Funktion erfüllen können, müssen sie den Bestimmungen nach gewartet, instandgehalten und bei Erfordernis saniert werden. Für die Sanierung stehen mehrere Verfahren zur Auswahl. Je nach Anforderung und örtlicher Gegebenheit kommen Reparatur-, Renovierungs- oder Erneuerungsverfahren zum Einsatz. Diese Verfahren wurden in der Vergangenheit auf einer Vielzahl von Deponien erfolgreich angewendet und werden permanent verbessert, so dass auch zukünftig den Entwässerungsleitungen auf Deponien eine lange Lebensdauer zugesichert werden kann.

## LITERATUR

Beuth Verlag (2008) DIN EN 752: *Entwässerungssysteme außerhalb von Gebäuden*.

Löwe, D. (2012) Erfassung und Sanierung von Schäden an Deponieentwässerungsleitungen. In: *Müllhandbuch Digital*, Berlin, Erich Schmidt Verlag.

Löwe, D., Stegner, A. (2012) Sanierung von Sickerwasserleitungen im Berstlining-Verfahren. In: *Bau, Sanierung, Nachsorge und Rückbau von Deponien*, 23. Nürnberger Deponie-Seminar, Seite 49-51.

# Erhöhung der Gasausbeute durch Verbesserung der Gaserfassung und Stabilisierung

G. Rettenberger

*FH Trier und Ingenieurgruppe RUK, Stuttgart, Deutschland*

**KURZFASSUNG:** Immer wieder wird von Deponien über eine rasch abnehmende Gasentwicklung berichtet. Es mag dafür viele Gründe geben, die durch den Abbauprozess verursacht werden, z.B. eine durch Sauerstoffeintrag vergiftete Biozönose oder ein zu geringer Wassergehalt. Eine Wasserinfiltration könnte die Gasentwicklung wieder intensivieren. Gerade in letzter Zeit wurde aber auch deutlich, dass die Gaserfassung selbst einer Alterung unterworfen ist und durch neue oder zumindest überarbeitete System ersetzt werden sollte. Beispiele aus der Praxis zeigen danach teilweise um nahezu 50 % erhöhte Gasausbeuten.

## 1 EINLEITUNG

Unter Umweltschutzgesichtspunkten spielt bei Deponien die Belastung der Atmosphäre mit Deponiegas eine wesentliche Rolle. Die Deponietechnik bietet eine Reihe von Maßnahmen an, um Deponiegasemissionen auf ein akzeptables Maß zu vermindern. Deren Effektivität hängt natürlich vom Grad der Umsetzung ab. In der Vergangenheit gab es hierbei verschiedene Defizite, was als Konsequenz in Deutschland dazu führte, dass nur noch Abfälle mit geringen Anteilen organischer, abbaubarer Bestandteile deponiert werden dürfen. Offensichtlich war der Gesetzgeber von der Deponieentgasung nicht überzeugt.

Der weitaus größte Teil der CO<sub>2</sub>-Vermeidung in Deutschland in den letzten Jahren ist auf das Ende der Deponierung organischer Abfälle zurückzuführen. Bei 80 Mio. Einwohnern entspricht ein Deponieende bei einem vorherigen Anteil der Deponierung von 70 % an der Gesamtentsorgung etwa einer jährlichen CO<sub>2</sub>-Vermeidung (Erfassung über die gesamte Lebenszeit 25 %) von 71 Mio. Mg (!). Dies entspricht ca. 7,5 % des gesamten CO<sub>2</sub>-Ausstoßes in Deutschland.

Tatsächlich spielt die Umsetzung der emissionsmindernden Maßnahmen in der betrieblichen Praxis eine große Rolle. Diese sind vor allem auf folgende Bereiche gerichtet:

- Einrichtung einer Deponieentgasung einschließlich der Maßnahmen zur Abdeckung,
- Einbau des Abfalls und temporäre Maßnahmen zur Emissionsvermeidung und
- Überwachung und Maßnahmen zur Instandhaltung einschließlich Notfallmaßnahmen.

## 2 DEPONIEGASEMISSIONEN

Wird Abfall zur Deponie angeliefert, so ist er zunächst noch mit Luftgasen durchsetzt. Nach der Deponierung und Verdichtung wird der Sauerstoff in wenigen Stunden durch spontan ablaufende aerobe mikrobielle Vorgänge verbraucht, so dass anaerobe mikrobielle Abbauprozesse bereits wenige Stunden nach Einbau beginnen, zumal die dazu erforderlichen Mikroorganismen ebenfalls bereits im Abfall enthalten sind. Im Gegensatz zum aeroben Abbau entwickelt sich der anaerobe Abbau jedoch erst langsam, da die beteiligten Bakterien unterschiedliche Vermehrungszeiten und Milieuanforderungen haben. In ca. 1 – 2 Jahren haben sich die Milieuverhältnisse soweit eingestellt, dass von einer ungestörten Deponiegasbildung auszugehen ist. Daher sind bereits in der Betriebsphase Maßnahmen zur Gaserfassung und -ableitung erforderlich.

Grundsätzlich kann zwischen passiver und aktiver Entgasung unterschieden werden. Bei der passiven Entgasung wird der Eigendruck der Gasphase im Deponiekörper ausgenutzt. Das De-

poniegas wird aus dem Deponiekörper herausgedrückt und gezielt abgeleitet. Passive Entgasungstechniken können jedoch erst nach mehreren Jahren bei nur noch geringer Gasbildung eingesetzt werden. Bis dahin ist ausschließlich eine aktive Entgasung wirksam. Damit diese bereits in der Betriebsphase einbaubar ist, sind entweder horizontale oder ziehbare vertikale Entgasungskollektoren erforderlich.

Für eine effiziente aktive Entgasung müssen insbesondere folgende Punkte gegeben sein:

- der Unterdruck muss wirksam in den Deponiekörper eingebracht werden,
- das Ansaugen von Luft muss minimiert werden,
- die Systeme müssen langzeitbeständig sein,
- eine Absaugung während der Betriebsphase muss möglich sein und
- die Entgasungskapazitäten müssen an die Gasentwicklung angepasst sein.

### 3 SICKERWASSER

Die Sickerwasserbilanz einer Deponie lässt sich aus der nachstehenden Wasserhaushaltsgleichung ableiten, wobei die einzelnen Bilanzglieder in der Abb. 1 schematisch dargestellt sind:

$$N - ET_a - S +/- R - A_b - A_o +/- W_B + W_K = 0 \quad (1)$$

- N: Niederschlag  
 ET<sub>a</sub>: aktuelle (tatsächliche) Evapotranspiration  
 S: Speicherung  
 R: Rückhalt  
 A<sub>b</sub>: Sickerwasser-Abfluss an der Deponiebasis  
 A<sub>o</sub>: Oberflächenabfluss  
 W<sub>B</sub>: Wasserneubildung/-verbrauch durch biochemische Prozesse  
 W<sub>K</sub>: Wasserabgabe infolge von Konsolidationsprozessen

Der Sickerwasserabfluss ergibt sich aus den positiven Bilanzgliedern Niederschlag und Wasserabgabe durch Konsolidation sowie aus den negativen Bilanzgliedern Verdunstung (Evapotranspiration), Oberflächenabfluss und Speicherung sowie aus den Bilanzgliedern Wasserbildung/-verbrauch und Rückhalt, die sowohl negativ als auch positiv sein können. Grundsätzlich kann damit eine Deponie auch austrocknen, insbesondere wenn ein Wasserverbrauch durch den Abbau gegeben ist (was in der Regel der Fall ist) und die Wasserzufuhr unterbleibt.

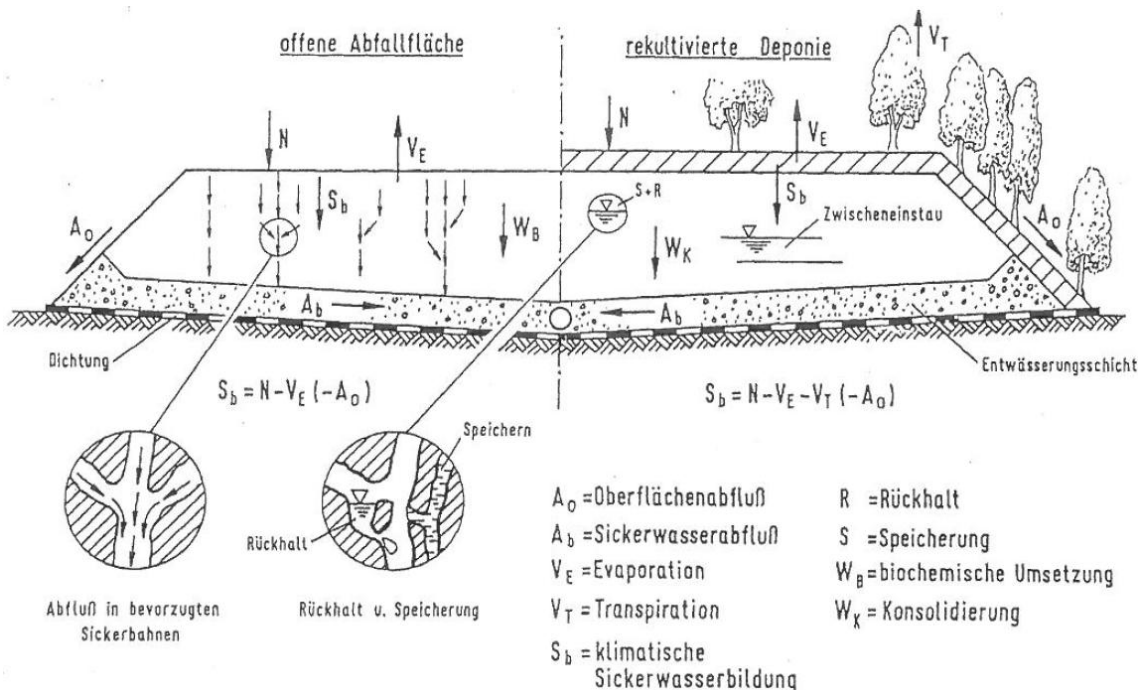


Abb. 1: Schematische Darstellung des Wasserhaushaltes

## 4 BETRIEB DER DEPONIE

Die in der Vergangenheit am häufigsten genutzte Deponiebetriebsform war die Verdichtungsdeponie. Daneben wurden Rottedeponien betrieben. Zukünftig wird es Deponien für überwiegend mineralische Abfälle oder mechanisch biologisch vorbehandelte Abfälle geben.

Der Einbau der Abfälle unterscheidet sich nach der Art der Abfälle:

- unvorbehandelte, organikreiche Siedlungsabfälle (in Deutschland nicht mehr zugelassen),
- MBA-Abfälle,
- Inert-Abfälle und
- verfestigte Abfälle.

Beim Einbau unvorbehandelter Siedlungsabfälle wird eine möglichst große Verdichtung angestrebt. Mit zerkleinernd und verdichtend wirkenden Maschinen (Müllkompaktor) lassen sich Dichten zwischen  $0,9$  und  $1,0 \text{ Mg/m}^3$  erreichen. Da Siedlungsabfälle in Deutschland nicht mehr unbehandelt deponiert werden, sind solche Geräte auf deutschen Deponien nicht mehr im Einsatz. Ein Abfalleinbau mit Schubraupen führt allenfalls zu Dichten um  $0,5 \text{ Mg/m}^3$ . Hohe Dichten führen dazu, dass in den Deponiekörper keine Luft eindringt. Andererseits kann sich der Deponiekörper mit Wasser aufsättigen was zu einer Verringerung der Gasdurchlässigkeit führt.

## 5 VERBESSERUNG DER GAS AUSBEUTE

Um eine Verbesserung der Gasausbeute zu erreichen, die Deponie also letztendlich emissionsärmer zu machen, sind grundsätzlich mehrere Lösungen denkbar:

- Verbesserung der Deponietechnik,
- Verbesserung der Gaserfassung und
- Intensivierung der Abbauprozesse durch den Eintrag von Wasser.

Technisch umgesetzt werden könnte dies in Form einer Reaktordeponie analog der Abb. 2. Bei dieser Deponieform werden in kleinen Teilabschnitten die Abfälle nur über einen kurzen Zeitraum deponiert, um anschließend die Deponie wie einen Reaktor zu betreiben.

Ob es gelingt, die gasförmigen Emissionen effizient noch in der Betriebsphase zu erfassen, ist bislang nicht belegt.

Eine optimale Gaserfassung kann nur gelingen, wenn die technischen Einrichtungen zur gezielten Ableitung der Gase optimiert angewandt werden. Die Verbesserung der Gasausbeute kann gelingen, wenn ältere Systeme ergänzt, überarbeitet oder durch neue ersetzt werden.

Bei der Deponie Außenzell wurden mit Schrägbohrungen horizontale Gaskollektoren nachträglich eingebracht, wodurch sich die erfasste Gasmenge deutlich erhöhte (Pietruska 2007).

Bei der Deponie Mechernich führte der Neubau von Gasbrunnen zu einer Erhöhung der erfassten Gasmenge um 50 % (Heyer 2012).

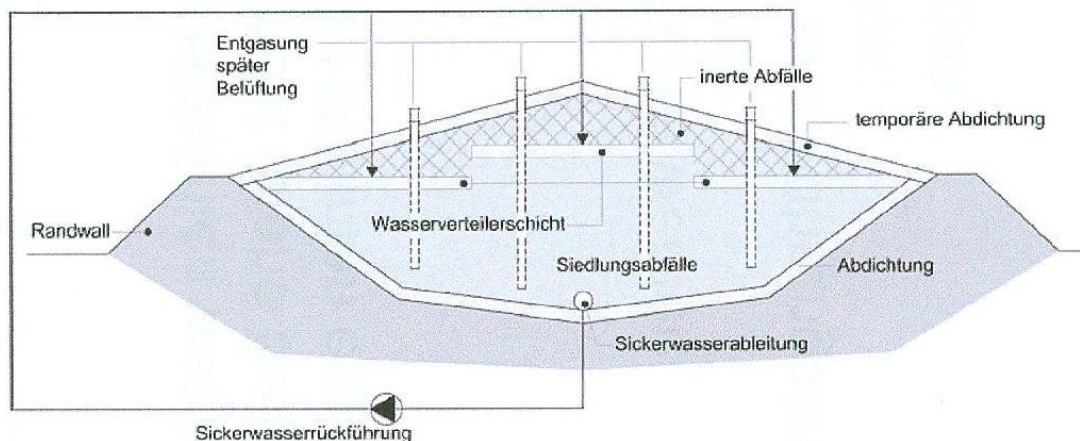


Abb. 2: Reaktordeponie

Der Eintrag von Sickerwasser wurde an mehreren Deponien realisiert. Die Abb. 3 zeigt die Anordnung der Infiltrationsfelder an der Deponie Halle-Lochau, wo schwallweise Sickerwasser über Rigolen dem Deponiekörper zugeführt wird. Die Veränderung der Gasausbeute nach einer Veränderung der Gasausbeute nach einem Betrieb von ca. einem Jahr ist in der Abb. 4 dargestellt. Die untere Kurve repräsentiert den Verlauf ohne Bewässerung, die obere Kurve den mit Bewässerung (Rettenberger 2012).

Damit wird deutlich, dass die Überarbeitung des Gaserfassungssystems auf die Höhe der Gasausbeute einen besonders hohen Effekt besitzt.

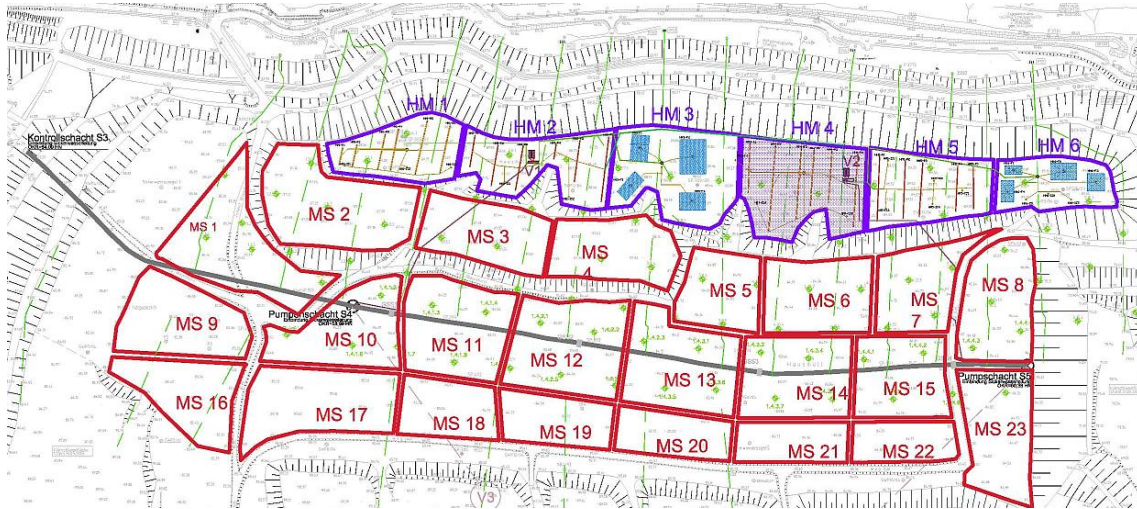


Abb. 3: Infiltrationsfelder an der Deponie Halle/Lochau

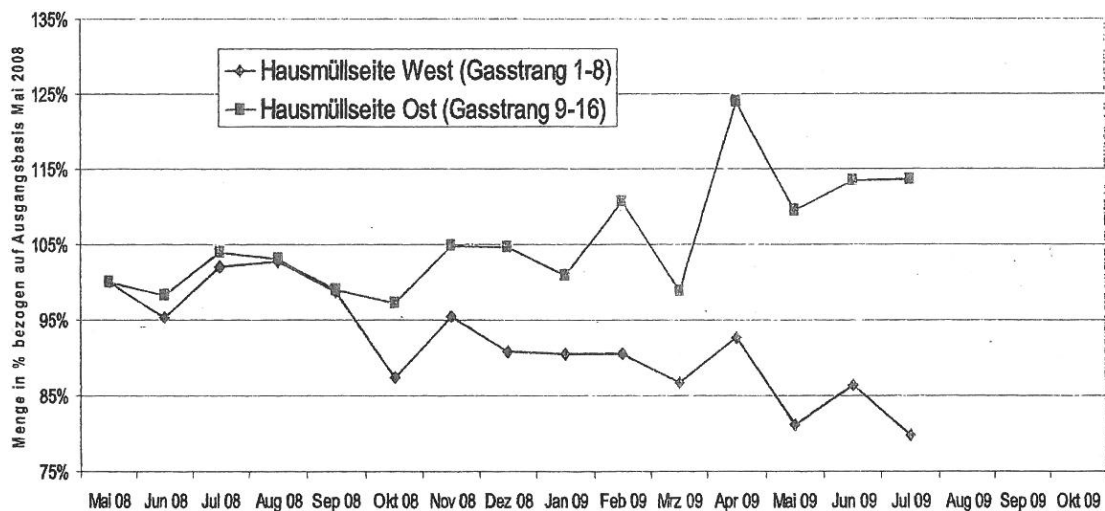


Abb. 4: Verlauf des erfassten Gasvolumenstroms

## LITERATUR

- Kranert, M. & Cord-Landwehr, K. (2010) *Einführung in die Abfallwirtschaft*. Wiesbaden: Vieweg + Teubner-Verlag.
- Rettenberger, G. (2004) *Untersuchungen zur Charakterisierung der Gasphase in Abfallablagerungen*. Stuttgarter Berichte zur Abfallwirtschaft, Band 82, München: Oldenbourg Industrieverlag GmbH.
- Pietruska, C. (2007) *Verbesserung der Gasausbeute in der Stilllegungsphase durch Einsatz von Schrägbohrungen*. Trierer Berichte zur Abfallwirtschaft, Band 14, Stuttgart: Verlag Abfall Aktuell.
- Heyer, K.-U., Hupe, K. & Stegmann, R. (2012) *Verbesserung des Deponieverhaltens zur Stilllegung der zentralen Mülldeponie Mechernich*. Müll und Abfall, Heft 1/2012, Berlin: Erich Schmidt Verlag.
- Rettenberger, G. (2012) *Sickerwasserinfiltration in der Stilllegungsphase*. In: *Zeitgemäße Deponietechnik 2012*, Stuttgarter Berichte zur Abfallwirtschaft, Band 104, München: Oldenbourg Industrieverlag

# Beurteilung der Funktionsfähigkeit von Methanoxidationsschichten

A. Seyfert

*SEF-Energietechnik GmbH, Zwickau, Deutschland*

**KURZFASSUNG:** Großflächig angeordnete Methanoxidationsschichten im Bereich der Rekultivierungsschichten von Deponieabdeckungen bieten eine kostengünstige und sachgerechte Möglichkeit, die im Deponiekörper gebildeten Restgasmengen durch Methanoxidation abzubauen. Durch derartige passive Deponiegasentsorgungssysteme mit Gasverteiler- und Methanoxidationsschicht können bei entsprechender Ausführung die Kosten für die Restgasbehandlung gering gehalten werden. Zusätzlich lässt das System (bei entsprechend konstruktiver Gestaltung) den natürlichen Gaswechsel „Atmen“ des Deponiekörpers zu, was langfristig zur Aerobisierung von Teilbereichen des Deponiekörpers führen kann. Das Langzeitverhalten eines Deponiekörpers wird dadurch nachhaltig beeinflusst. Die Nachsorgekosten für solche Systeme sind gering und umfassen lediglich die Betreuung, Regulierung und Einmessung und evtl. den Rückbau der Durchdringungsbauwerke. Die Wirksamkeit hängt jedoch entscheidend von der ausreichenden Bemessung sowie konstruktiven Gestaltung ab. Im Rahmen der durchgeführten Untersuchungen wurden sowohl der Einfluss unterschiedlicher Bodenarten und Bodendurchlässigkeiten sowie auch unterschiedlicher Systemausführungen analysiert. Die Untersuchungen wurden durch das Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie des Freistaates Sachsen finanziert und fachtechnisch begleitet.

## 1 EINLEITUNG

Im Freistaat Sachsen sind derzeit mehr als zehn Deponien mit Systemen zur passiven Deponiegasentsorgung mittels Gasverteiler- sowie Methanoxidationsschicht ausgestattet. Damit zählt Sachsen zu den Regionen, in denen bisher eine vergleichsweise große Anzahl von derartigen Systemen, insbesondere auf oberflächengedichteten Deponien, umgesetzt wurde. Dabei kommen unterschiedliche Systeme zur Ausführung, die sich sowohl in der Tiefenlage und Dimensionierung der Gasverteilerschicht als auch in ihrer Form und Aufbau der Schicht (Flächen, Riggolen) sowie im Oberbodenmaterial unterscheiden. Auf den meisten der mit diesen Systemen ausgerüsteten Deponien werden begleitende Messungen hinsichtlich der Deponiegaszusammensetzung, der Abström- und Einleitmengen in die Gasverteilerschicht sowie auch Flammenionisations-Detektor (FID) - Messungen auf der Deponieoberfläche durchgeführt. Auf Grund des verfügbaren umfangreichen Datenmaterials lässt sich unter bestimmten Voraussetzungen der Konvertierungsgrad, d.h. die Wirksamkeit, des eingesetzten Systems ableiten. Zusätzlich wurden im Rahmen der durchgeführten Untersuchungen Proben von den Böden der Methanoxidationsschichten entnommen und die bodenmechanischen Kennwerte nach der entsprechenden Ablagerungszeit neu ermittelt. Diese Kennwerte wurden mit den Werten im Rahmen der Einbauprüfung verglichen, um zeitliche Veränderungen zu dokumentieren und die Leistungsfähigkeit bzw. Wirksamkeit hinsichtlich der Methanoxidation nach dieser längeren Ablagerungsperiode herauszuarbeiten. Zusätzlich wurden Versuche hinsichtlich der gastechnischen Durchlässigkeit der Böden durchgeführt, um den Zusammenhang zwischen Art und Aufbauhöhe des Oberbodens und der notwendigen Durchlässigkeit zur Erzielung der gewünschten Abbauleistung herauszuarbeiten.



Die SEF-Energietechnik GmbH wurde, unter Einbindung der DBI-EWI GmbH, mit der Durchführung des Projektes vom Freistaat Sachsen, Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, beauftragt. Gleichfalls erfolgte die fachliche Begleitung durch das Landesamt.

## 2 NOTWENDIGKEIT DER SYSTEME ZUR PASSIVEN DEPONIEGASENTSORGUNG

Mit der Abdichtung der Deponien durch Oberflächendichtungssysteme, die eine Migration des Deponiegases durch die Rekultivierungsschicht nahezu vollständig verhindern, wird die Migration des Deponiegases durch den Unterbodenbereich, bzw. durch ungedichtete Seitenbereiche, begünstigt. Im Rahmen der Systemerstellung kann es zudem zu Aufwölbungen der Dichtfolie und zu Beeinträchtigungen des gesamten Dichtungssystems sowie erhöhten Explosionsgefahren kommen. Dem kann nur durch die Schaffung von „Entlastungsstellen“, wie z.B. Gasbrunnen oder Gasrigolen, entgegengewirkt werden. Diese zonenweise Durchführung bzw. gasteknische Entspannung führt jedoch wiederum zu einem lokal mengenmäßig erhöhten Gasdurchtritt. Die bis dahin zwar ungesteuerte, aber weitgehend flächenmäßig verteilt stattfindende Gasentspannung, mit teilweiser Konvertierung im Oberboden, ist in diesen Fällen nicht mehr möglich. Das bedeutet, dass es letztendlich zu einem Anstieg der freien Emissionen kommt, wenn nicht ein technisches System zur Gasverteilung und möglichst homogenen Beaufschlagung des Oberbodens geschaffen wird.

Durch passive Deponiegasentsorgungssysteme mit Gasverteiler- und Methanoxidationsschichten können bei sachgerechter Ausführung die Kosten für die Restgasbehandlung gering gehalten und die benannten Migrationen durch den Boden- bzw. die ungedichteten Seitenbereiche des Deponiekörpers verringert werden.

## 3 BESCHREIBUNG DER UNTERSUCHTEN VERFAHREN ZUR PASSIVEN DEPONIEGASENTSORGUNG

Für die passive Deponiegasentsorgung kommen allgemein unterschiedliche Systeme zum Einsatz, die sich sowohl in ihrer Art als auch in ihrer Wirksamkeit unterscheiden. Zu benennen wären neben den betrachteten Methanoxidationsschichten z.B. zentrale oder dezentrale Biofiltersysteme. Da keine Verbrennung oder katalytische Behandlung des Methangases stattfindet, müssen bei diesen Systemen methanotrophe Bakterien die Umwandlung des Methans in Kohlendioxid und Wasser übernehmen. Für einen optimalen Umsetzungsprozess muss, neben positiven Milieubedingungen (Substrat, Porenraum, Wassergehalt, Sauerstoffzufuhr), insbesondere eine angepasste Bodendurchgangsrate des Deponiegases (Nahrungsbereitstellung) gewährleistet werden. Eine zu hohe Belastung der Mikroorganismen führt dabei zu einer Reduzierung der Abbauleistung und gegebenenfalls zum Absterben. Eine besondere Problemstellung besteht in der „Vergleichmäßigung“ der Bodenmigration, ohne verstärkte Bildung von sogenannten „hot spots“.

Grundsätzlich ist einzuschätzen, dass die Flächen-/Volumenbelastung von den meisten Biofilteranlagen (insbesondere dezentrale Kleinfliteraufsätze) für eine sachgerechte Methanoxidation zu hoch ist und deshalb nur eine begrenzte Abbauleistung erzielt werden kann (dies gilt insbesondere für die erste Zeit der Beaufschlagung). Zusätzlich bedingen diese Systeme teilweise auch weiterhin einen erhöhten Wartungs- und Betreuungsaufwand. Aus diesem Grund wurde bei den untersuchten Deponien in Sachsen ein anderes System favorisiert - die Verwendung eines Teils der rekultivierten Deponieoberfläche für die Errichtung eines Systems mit Gasverteiler- und Methanoxidationsschicht. Im Allgemeinen steht dafür ein ausreichender Flächenanteil im Plateaubereich auf den Deponien zur Verfügung. Weiterhin kann im Rahmen der Planungs- und Abdichtungsarbeiten die Lage, die Gestaltung und die Größe der Gasverteiler- und Methanoxidationsschicht gewählt und an die jeweiligen Erfordernisse angepasst werden.

Bei der Auslegung der jeweils notwendigen Gasverteiler- und Methanoxidationsflächen auf den betrachteten Deponien wurde grundlegend von einer maximalen Abbauleistung von vier Liter<sub>(Methan)</sub> je Quadratmeter gasbeaufschlagter Fläche ausgegangen. Für die Auslegungsrechnungen wurde der aktuell gemessene Deponiegasanfall für die jeweilige Deponie, in Verbindung mit dem zukünftig prognostizierten Mengenanfall, angesetzt. Dies war erforderlich, da der Fas-

sungsgrad und somit die zu entsorgenden Gasmengenströme nach der Dichtung des Deponiekörpers zunächst erheblich ansteigen. Neben weiteren Kriterien gibt es bei den betrachteten Systemen in erster Linie Unterschiede in der Aufbauhöhe der Methanoxidationsschicht, welche durch die Lage und Anordnung der Gasverteilerschicht in der Rekultivierungsschicht bestimmt wird. Im Rahmen des Untersuchungsprogrammes wurden fünf oberflächengedichtete Deponien untersucht, die mit unterschiedlichen Varianten bezüglich der Anordnung der Gasverteilerschicht sowie Lage der Methanoxidationsschicht ausgestattet waren. Diese beinhalteten insbesondere:

- Deponiegaseinleitung in die Kies-Entwässerungsschicht (20 cm stark), Tiefenlage 1,0 m unterhalb der Deponieoberfläche. Nutzung der gesamten Rekultivierungsschicht zur Methanoxidation – Variante 1,
- Deponiegaseinleitung in die Entwässerungsschicht, die durch eine Drainagematte und eine im Plateaubereich zusätzlich aufgebaute Gasverteilerschicht (20 cm Sandschicht) gebildet wird, Tiefenlage 1,5 m unterhalb der Deponieoberfläche. Nutzung der gesamten Rekultivierungsschicht zur Methanoxidation – Variante 2,
- Deponiegaseinleitung in oberflächennah angeordnete flache Einzelkanäle die mit Oberbodenmaterial abgedeckt sind (teilweise angehäuft), Tiefenlage 0,2 bis 0,3 m. Flächenanteil gering somit zusätzliche Deponiegaseinleitmöglichkeit in die Entwässerungsschicht, Tiefenlage 1,2 m – Variante 3,
- Deponiegaseinleitung in ein auf dem Deponieplateau angeordnetes, engmaschiges Netz aus Einzelkanälen (Verteilerrigolensystem), Tiefenlage 0,3 bis 0,4 m. Nutzung des Plateaubereiches der Rekultivierungsschicht mit zusätzlicher Einleitmöglichkeit in die Entwässerungsschicht) – Variante 4 und
- Deponiegaseinleitung in eine im Plateaubereich angeordnete, nicht unterbrochene Gasverteilerfläche, Tiefenlage 0,4 m. Zusätzlich Einleitmöglichkeit in die Entwässerungsschicht – Variante 5.

Grundsätzlich wurden Systeme mit monovalenter Einleitmöglichkeit des Deponiegases in die Entwässerungsschicht nur bei Deponien mit sehr geringem Restgasbildungspotential eingesetzt. Bei einem höheren Restgasanfall wurde neben der speziell gestalteten Gasverteilerschicht zusätzlich eine zweite Einleit- bzw. /Konvertierungsmöglichkeit für das Deponiegas geschaffen. Die Abströmmengen in die jeweiligen Schichten können bemessen und eingeregelt werden.

Die Unterteilung der, meist im Bereich der Deponieplateaufläche angeordneten, Gasverteilerfläche in ein unterbrochenes Rigolensystem erfolgte zur Verringerung der Gefahr von Wassereinstau in die Verteilerschicht sowie zur Vermeidung des vollflächigen Durchbruchs. Durch die teilweise Erhaltung der durchgängigen Oberflächenanbindung der Rekultivierungsschicht ist z.B. die Bepflanzung der Zwischenbereiche mit tiefer wurzelnden Pflanzen möglich. Bei einer Flächenausführung sollte das vermieden werden.

In die Untersuchungen wurden vor dem Jahr 2005 stillgelegte Deponien mit einer Ablagerungsfläche zwischen 3,7 und 15,7 ha sowie einem Ablagerungsvolumen zwischen 246.000 bis 1.550.000 Tonnen einbezogen. Die speziell für die Deponiegasverteilung in der Rekultivierungsschicht sowie Methanoxidation zur Verfügung stehenden Flächen beliefen sich zwischen 1.750 m<sup>2</sup> und 6.000 m<sup>2</sup>.

#### 4 DURCHGEFÜHRTE UNTERSUCHUNGEN SOWIE ERMITTELTE UND AUFBEREITETE PARAMETER

Im Rahmen der Projektbearbeitung wurden deponie- bzw. systembezogen nachfolgende Untersuchungen durchgeführt bzw. Parameter aufbereitet:

- Durchführung von bodenmechanischen Untersuchungen zur Ermittlung der Beschaffenheit der eingesetzten Rekultivierungs-/Methanoxidationsschichten sowie Durchführung von Boden-Durchströmversuchen und
- Analyse der Deponiegas-Abströmmengen aus den Deponiegasbrunnen bzw. Einleitmengen in die entsprechenden Verteilerschichten, Vergleich der Durchschnittswerte mit den prognostizierten Gasbildungsmengen.

- Aufbereitung und Gegenüberstellung der Entwicklung der Konzentration der Deponiegas-Hauptkomponenten innerhalb der Deponiegasbrunnen.
- Auswertung der Ergebnisse der kontinuierlich durchgeführten FID-Messung sowie Ableitung von Parametern, die einen entsprechenden Systemvergleich ermöglichen.

#### 4.1 Ergebnisse der bodenmechanischen Untersuchungen sowie der Boden-Durchströmversuche

Zur Feststellung des Zustandes der eingesetzten Oberböden sowie dem Vergleich mit den Bodenparametern, die beim Einbau der Böden vorhanden waren, wurden Ende 2011 von den fünf untersuchten Deponien Bodenproben entnommen. Die Beprobung und Analyse wurde von der DBI-EWI GmbH durchgeführt. Zur Ermittlung der Bodenkenngrößen sowie Analyse ihrer Eignung für die Methanoxidation wurden nachfolgende Bodenkenngrößen (vgl. Tabelle 1) versuchstechnisch ermittelt.

Tab. 1: Zusammenfassung der durchgeführten Laboruntersuchungen

Parameter	Normung	Probenanzahl
Bestimmung der Körnungslinie (Sieb-/Schlamm-analyse)	DIN 18123	15 Stück (3 Stück je Standort)
Proctordichte	DIN 18127 (Druckplattenextraktor)	4 Stück (1 Mischprobe je Standort)
Glühverlust	DIN 18128	15 Stück (3 Stück je Standort)
Trockendichte	DIN 18125	5 Stück (1 Stück je Standort)
Nutzbare Feldkapazität	DIN ISO 11274	5 Stück (1 Stück je Standort)

Gemäß den Ausführungen zum BQS 7-3 (Bundeseinheitlicher Qualitätsstandard für Methanoxidationsschichten) sind nachfolgend genannte Bodenarten (Klassifizierung nach bodenkundlicher Kartieranleitung) grundsätzlich als geeignet anzusehen:

- schwach schluffiger Sand (Su2), mittel schluffiger Sand (Su3), stark schluffiger Sand (Su4),
- schwach lehmiger Sand (Sl2), mittel lehmiger Sand (Sl3), stark lehmiger Sand (Sl4),
- schwach toniger Sand (St2) und
- schluffig-lehmiger Sand (Slu).

Erfolgt eine Bodenklassifizierung der untersuchten Böden auf der Grundlage der Korngrößenverteilung sowie eine Einordnung in das Feinbodenartendiagramm nach KA5 ist festzustellen, dass hinsichtlich der Anforderungen des Bundeseinheitlichen Qualitätsstandards nahezu alle untersuchten Oberböden für den Einsatz im Bereich der Methanoxidationsschicht problemlos einsetzbar sind. Nur in einem Fall waren zu hohe Feinkornanteile enthalten. Die Abweichungen in der Einordnung, die sich aus den unterschiedlichen Messwerten im Rahmen des Bodeneinbaus und der Nachbeprobung ergaben, sind jedoch als signifikant zu bezeichnen. Weiterhin wird aus den Ergebnissen der Laboruntersuchungen deutlich, dass bei anthropogen beeinflussten Böden vor allem im Unterboden teilweise hohe Verdichtungen vorliegen. Die Folge der hohen Verdichtungsgrade in den Unterböden ist, in Abhängigkeit von den gewählten Bodenarten, eine zu geringe Luftkapazität und somit eine verringerte Gaswegsamkeit. Daraus ist abzuleiten, dass vor allem bei den Deponien mit tief liegender Gasverteilerschicht (z.B. bei Einleitung in die Entwässerungsschicht), die Methanoxidationsrate nicht durch die Abbauleistung sondern durch die Gaswegsamkeit der Methanoxidationsschicht begrenzt wird.

Dieser Sachverhalt wurde durch den Bau einer Versuchseinrichtung zur Ermittlung von Boden-Durchströmungsraten vertieft untersucht. Dabei wurde die mit einem Edelstahl-Rundrohr entsprechender Länge gewonnene Schlagprobe mit einem definierten Vordruck im Bereich von 1 – 10 mbar beaufschlagt und die entsprechenden Durchströmzeiten für eine definierte Menge von 10 Liter Luftvolumen gemessen (vgl. Abb. 1)

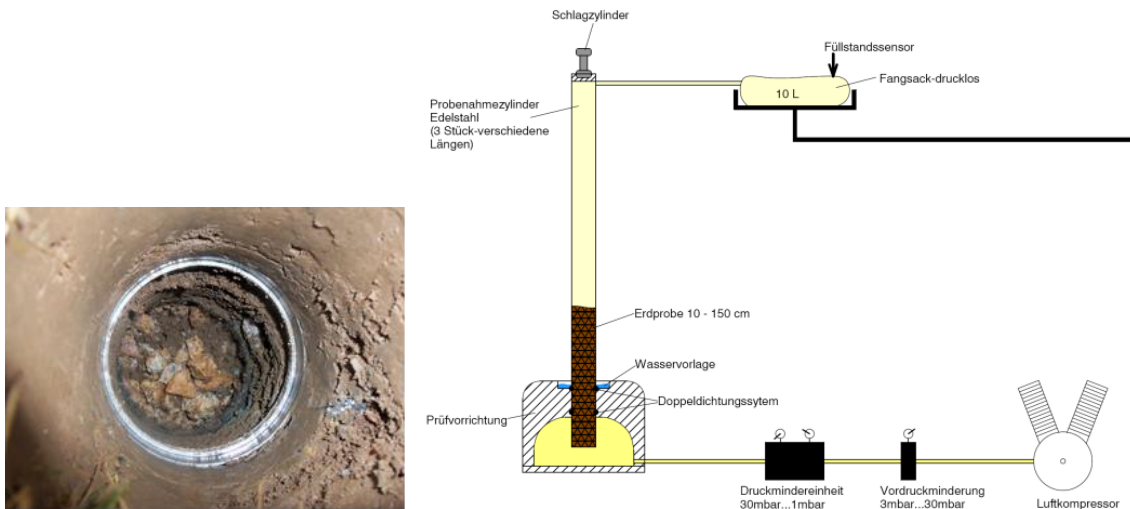


Abb. 1: Schlagbild einer Probenahme sowie Übersichtsbild über die Versuchseinrichtung für die Durchströmungsuntersuchungen

Die bisherigen Untersuchungsergebnisse verdeutlichen einen sehr großen Streubereich der untersuchten Proben. Während bei einer Probe nur eine Durchströmrate von ca.  $0,7 \text{ l/m}^2\text{h}$  (bei  $2,5 \text{ mbar}$  Vordruck) zu verzeichnen war, wiesen weitere Proben teilweise eine 100-fach höhere Durchlässigkeit auf. Hieraus wird deutlich, dass die allgemein angesetzte Methanoxidationsrate von  $4,0 \text{ Liter Methan je Quadratmeter und Stunde}$  bei der ersten Probe gar nicht erreicht werden kann. Da durch die Einleitung in die Entwässerungsschicht zur Gasverteilung ein Druckaufbau in der Schicht jedoch nicht realisiert werden kann, betragen bei dieser Variante die Durchströmungsraten letztendlich nur ein Bruchteil der notwendigen Migrationsraten, welche für einen umfassenden Methanabbau notwendig wären. Folglich werden die unkonvertierten Abströmmengen aus den seitlichen Randgrabenbereichen der Entwässerungsschicht bei höheren Deponiegas-Einleitmengen zunehmen. Bei der Wertung der Ergebnisse der Durchströmversuche ist jedoch grundlegend zu beachten, dass eine Ableitung von Gas-Migrationsraten im Fall des Nulldruckes mit diesem Verfahren nur ansatzweise möglich ist, da die Durchströmratenn dann nicht allein durch die Druckdifferenzen getragen werden, sondern mehr und mehr andere physikalische Kräfte für die Gaspermeabilität verantwortlich sind (insbesondere bei Einleitung von Deponiegas statt Luft in die Methanoxidationsschicht). Zusätzlich wird im Ergebnis der bodenmechanischen Untersuchungen festgestellt, dass durch anthropogene Beeinflussung eine spätere Verfestigung des Rekultivierungsbodens zu erwarten ist. Folglich kommt es auch bei einem lockeren Bodeneinbau zu späteren Veränderungen der Bodenstruktur und der Verdichtung. Da dies im Zuge des Bodeneinbaus sowie der späteren Nutzung auch nicht zu vermeiden ist, sollte als Oberboden zur Methanoxidation schwach bindiges Material gewählt werden, das trotz zunehmender Verdichtung noch ein ausreichendes Luftvolumen aufweist.

Im Ergebnis der bodenmechanischen sowie Durchströmversuchen ist abzuleiten, dass die grundlegende Eignung von Böden nach entsprechender Bodenklassifikation allein als Nachweis für die Tauglichkeit für Methanoxidationsschichten nicht ausreichend ist. Einen erheblichen Einfluss auf die Wirksamkeit besitzt die Bodendurchströmrate, welche durch die Systemgestaltung maßgebend beeinflusst wird und zudem eine zeitlich veränderliche Größe darstellt.

#### 4.2 Ergebnisse der gastechnischen Untersuchungen und Ermittlung entsprechender Parameter für den Systemvergleich

Um die Wirksamkeit der untersuchten Varianten herauszuarbeiten und letztendlich ein Systemvergleich durchführen zu können mussten entsprechende Normierungen durchgeführt und Vergleichsparameter entwickelt werden. Auf Grund des Umfangs dieser Arbeiten ist nur eine auszugswise Darstellung in den nachfolgenden Kapiteln möglich. Es wird außerdem darauf verwiesen, dass das verfügbare Datenmaterial für eine abschließende Bewertung noch nicht ausreichend ist und zukünftig weitere Messungen sowie eine Verbesserung der Auswertungs- und Rechenalgorithmen notwendig ist. Zusätzlich sind Veränderungen im Rahmen der Messdurch-

führung notwendig. Für den Nachweis der Wirksamkeit der Methanoxidation der einzelnen Varianten wurden grundsätzlich die Ergebnisse der durchgeführten FID-Messungen herangezogen. Dabei musste ein Bezug auf die zeitgleich eingeleitete Deponiegas-Einleitmenge, die Methankonzentration sowie die zur Verfügung stehenden Gasverteiler- bzw. Methanoxidationsfläche hergestellt werden. Durch die deponiebezogene Regelbarkeit der Deponiegas-Einleitmengen in unterschiedliche Gasverteilerschichten (Gasverteilerschicht in der Rekultivierungsschicht sowie Teilmengen in die Entwässerungsschicht) war eine differenzierte Betrachtung der Konvertierungsraten sowie teilweise auch Emissionen aus den Randanschlüssen der Entwässerungsschichten zu berücksichtigen. Zudem wird durch die FID-Messung in einem vorgegebenen Messraster nur ein sehr geringer Flächenanteil des Deponiekörpers mit Messwerten belegt, wodurch eine Auswertung unter Berücksichtigung statistischer Methoden nahezu unmöglich ist und Verifizierung der Einzelergebnisse für den gesamten Deponiekörper nur durch empirische Verfahren vorgenommen werden kann. Trotz der benannten Schwierigkeiten wurden in Auswertung des umfangreichen Datenmaterials entsprechende Vergleichsgrößen entwickelt, die für die Beurteilung der Eignung sowie Abschätzung der Wirksamkeit herangezogen werden können. Weiterhin ergeben sich für die unterschiedlichen Systeme bzw. Varianten entsprechende Verhaltensmuster, die nachfolgend kurz erläutert werden.

#### 4.2.1 Ergebnisse der Analyse der Abströmmengen/Einleitmengen in die Gasverteiler- und/oder Entwässerungsschicht und Vergleich mit den prognostizierten Gasbildungsmengen

Die Ergebnisse der zyklischen Gasmengenmessungen an den Gasbrunnen und Gasdomen der Einzeldeponien zeigten, dass es nicht nur zwischen den Einzelmessungen, sondern auch innerhalb einzelner Gasbrunnen zu erheblichen Schwankungen der Abströmmengen kommt. Mit zunehmendem Deponiealter sind dabei auch Rückströmungen in den Deponiekörper zu verzeichnen. Die jeweiligen klimatischen Verhältnisse im Zeitraum der Messwertaufnahme haben einen entscheidenden Einfluss auf das Messergebnis. Somit kann nur durch eine ausreichende Anzahl von Messungen ein bewertbares Ergebnis erzielt werden.

Insgesamt ist jedoch bei allen Deponien im statistischen Mittel in der Mengenbilanz eine gute Übereinstimmung der Messwerte mit den prognostizierten Gasbildungsmengen zu verzeichnen. Somit wird bei keiner Deponie im Mittel die Auslegungsleistung der Methanoxidationsfläche überschritten, wenn auch temporär erhöhte Mengenströme auftreten können.

#### 4.2.2 Ergebnisse der Konzentrationsmessung der Deponiegas-Hauptkomponenten innerhalb der Deponiegasbrunnen bei den unterschiedlichen Ausführungsvarianten

Die Langzeitmessungen der Methangaskonzentration innerhalb der Gasbrunnen zeigten variantenabhängig insgesamt eine unterschiedliche Tendenz. Bei Deponien mit Einleitung in eine oberflächennahe angeordnete, separate Gasverteilerschicht war tendenziell ein Rückgang der Methankonzentration, mit starken Schwankungen zwischen den Messintervallen, zu verzeichnen. Durch die oberflächennahe Lage der Gasverteilerschicht kann verstärkt Luft in diese Schicht eindringen. Durch diesen zyklischen Lufteintrag in die Gasbrunnen (bei rückströmenden Verhältnissen) beginnen die brunnennahen Bereiche zu aerobisieren und nur bei erhöhten Abströmmengen dringt wieder Gas in die Verteilerschicht ein.

Bei Deponien mit Einleitung in eine tieferliegende Gasverteiler- bzw. Entwässerungsschicht blieben die Methan-Konzentrationsverhältnisse während des gesamten Beprobungszeitraums nahezu konstant auf einem hohen Niveau. Durch die Speicherfähigkeit der Entwässerungsschicht sowie die bereits dargestellte geringe Bodendurchlässigkeit wird ein Eindringen von Luft in diese Schicht, insbesondere bei den Varianten 1 und 2, behindert. Das bedeutet, dass im Fall von kurzzeitigen Verhältnissen mit Rückströmungen in den Deponiekörper nur das aufgestaute Gas in den Brunnen zurückströmt. Hierdurch ist auch auf längere Sicht nicht mit einer Veränderung des derzeit vorhandenen Konzentrationspotentials zu rechnen. Eine Aerobisierung des Deponiekörpers wird hierbei erschwert bzw. herausgezögert.

#### 4.2.3 Ergebnisse der zeitgleich durchgeführten FID-Messungen sowie Ermittlung von Vergleichsgrößen

Die FID-Messungen auf der Deponieoberfläche wurden jeweils zeitgleich zu den Messungen der jeweiligen Deponiegas-Einleitmengen durchgeführt. Im Ergebnis wurde aus den jeweiligen Messreihen der Mittelwert, der summierte Gesamtaustritt (Summation aller Einzelwerte) sowie

der gemessene Maximalwert ermittelt, tabellarisch erfasst und über den gesamten Messzeitraum grafisch aufbereitet. Ein Vergleich der FID-Messergebnisse für die untersuchten Varianten zeigt, dass Deponien mit konstant hohen Methangaskonzentrationen in der jeweiligen Gasverteilerschicht (insbesondere bei Einleitung in die tief liegende Entwässerungsschicht), insbesondere in Bereichen von Bauwerksdurchbrüchen und Bodenversatzzonen punktuell sehr hohe CH-Konzentrationswerte aufwiesen. Dabei war vornehmlich aber nur eine geringe Anzahl von Messpunkten, mit geringer Flächenausdehnung, zu verzeichnen. Deponien mit oberflächennah angeordneter Gasverteilerschicht zeigen dagegen eine größere Häufigkeit von Austrittsstellen, jedoch meist mit geringeren CH-Konzentrationen. Eine Systembewertung kann auf Grund der gemessenen Oberflächenemissionen jedoch nicht erfolgen, da hierbei kein Bezug auf die eingeleitete Deponiegasmenge sowie die Größe der Methanoxidationsfläche hergestellt wird. Hierzu waren erst aus den vorliegenden FID-Messdaten, unter Berücksichtigung der systemspezifischen Größen und Einleitmengen, entsprechende Vergleichsgrößen abzuleiten. Eine umfangreiche Betrachtung ist im Rahmen dieser Kurzdarstellung jedoch nicht möglich. Ein Vergleich der berechneten Konvertierungsraten erfolgt in der nachfolgenden Zusammenfassung.

## 5 ZUSAMMENFASSUNG DER ERGEBNISSE DER BISHERIGEN UNTERSUCHUNGEN UND ABLEITUNG ERSTER SCHLUSSFOLGERUNGEN

Aus den FID-Messergebnissen wurde unter Berücksichtigung eines mathematischen Verfahrens und empirischer Ableitungen die „unkonvertierten Deponiegas-Abströmmengen“ für die untersuchten Deponien ermittelt. Aus dem Verhältnis von Deponiegas-Einleitmenge und dieser Berechnungsgröße konnte schließlich unter Berücksichtigung aller Messungen der mittlere Konvertierungsgrad berechnet werden. Das in der nachfolgenden Abbildung festgehaltene Ergebnis verdeutlicht, dass grundlegend bei allen Varianten die Wirksamkeit des eingesetzten Verfahrens nachgewiesen werden konnte.

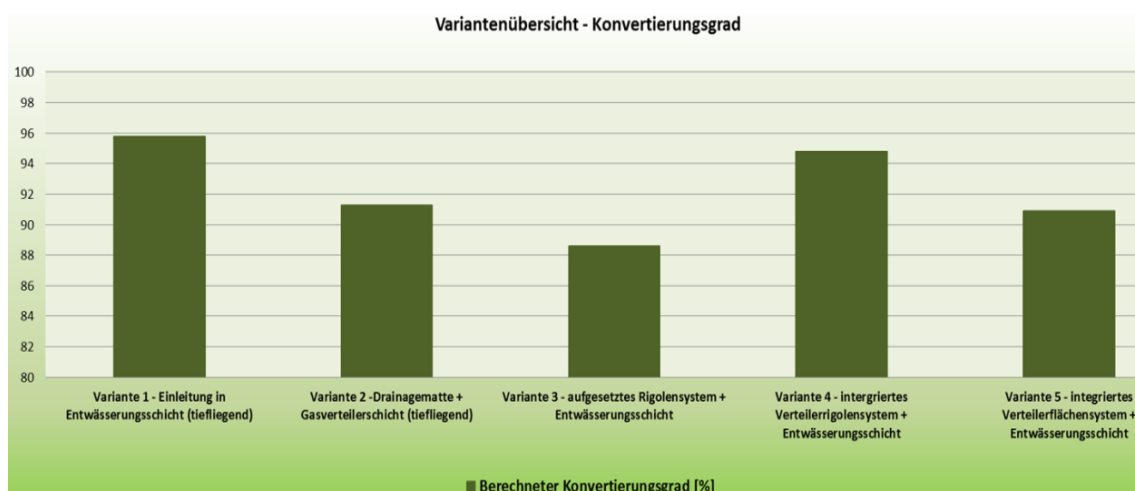


Abb. 2: Berechnung der Konvertierungsgrade unterschiedlicher Varianten der Methanoxidation

Gewisse Unsicherheiten im Rahmen der Wertung sind jedoch für die Varianten mit monovalenter Einleitung in die Entwässerungsschicht bzw. einem Anschluss zu dieser Schicht (Variante 1 und 2) zu verzeichnen, da freie Randgrabenaustritte bei den Messungen nicht umfassend ermittelt werden konnten. Unter Berücksichtigung unkonvertierter Methanaustritte wären die Konvertierungsraten entsprechend geringer anzusetzen, was gleichfalls bei der zyklischen Einleitung von Deponiegas-Teilmengen in die Entwässerungsschicht bei den anderen Varianten gilt. Für eine sachgerechte und umfassende System- bzw. Variantenbewertung muss weiterhin die Datenbasis verbessert und Bewertungsgrößen wie Flächenbedarf und Systemkosten mit in die Bewertung einbezogen werden. Auf der Grundlage der bisherigen Untersuchungen sind jedoch folgende, grundlegende Aussagen möglich: Grundlegend blieben die Deponiegaskonzent-

rationen, insbesondere die Methankonzentration, bei den untersuchten Deponien mit monovalenter Einleitung in die Entwässerungsschicht bzw. ähnliche tiefliegende Einleitschichten (> 1 m Oberbodenabstand) im Untersuchungszeitraum auf einem unverändert hohen Konzentrationsniveau. Durch die meist zu geringen Bodenmigrationen und die Speicherfähigkeit dieser Schicht wird der Gasaustausch erschwert und es ist auch längerfristig bei diesen Deponien nicht mit einer Aerobisierung des Deponiekörpers zu rechnen. Dadurch werden die summierten Restemissionen entsprechend höher sein. Bei Systemen mit oberflächennaher Lage der Gasverteilerschicht innerhalb der Rekultivierungsschicht (ca. 40 cm Oberflächenabstand) ist schon nach relativ kurzer Betriebszeit eine Veränderung/Abschwächung der Konzentration in den Gasbrunnen zu beobachten. Durch die oberflächennahe Lage des Gasverteilersystems kommt es unter bestimmten Bedingungen (z.B. hohe Luftkapazität und geringe Verdichtung) zu einem Sauerstoffeintrag in diese Schicht und in Folge auch in die Gasbrunnen im Rahmen der häufiger werdenden Rückströmungen. Dies führt zu einer Aerobisierung der Brunnenbereiche und längerfristig verminderten Restemissionen, auch wenn die Austrittsmenge von Methangas zunächst über dem Niveau tieferliegender Schichten liegt. Die zusätzliche Einleitung von Deponiegas in die Entwässerungsschicht kann helfen temporäre Spitzen in der Beaufschlagung der Gasverteilerschicht abzubauen. Durch die notwendige „drucklose“ Einleitung in diese Schicht (auf Grund der fehlenden Randgrabenabschlüsse) ist die Methanoxidationsleistung jedoch erheblich durch den Aufbau und die Migrationsfähigkeit des Rekultivierungsbodens abhängig und nur im geringen Umfang steuerbar. Nur separat ausgelegte und angeordnete Schichten lassen diese Steuerung zu. Die alleinige Nutzung der Entwässerungsschicht sollte demzufolge nur bei sehr geringen Deponiegas-Einleitmengen, bzw. in Ergänzung erfolgen. Sachgerecht eingestellte Bodenmigrationsraten sind eine entscheidende Voraussetzung für die Wirksamkeit eines Methanoxidationssystems. Hierbei ist die ständige Veränderung (zunehmende Verdichtung) des Ober- sowie Unterbodenmaterials der Rekultivierungsschicht zu berücksichtigen. Folglich kann ein locker geschütteter Rekultivierungsboden schon nach kurzer Zeit erheblich höhere Verdichtungsgrade, mit entsprechend geringeren Bodenmigrationsraten, aufweisen. Wird eine spezielle Gasverteilerschicht ca. mittig in die Rekultivierungsschicht eingebracht, ergeben sich daraus keine Nachteile. Durch einen geringen Druckaufbau in der Schicht wird der verringerten Migrationsfähigkeit entgegengewirkt und die Durchströmmengen können dadurch konstant gehalten werden. Wird die Gasverteilerschicht jedoch weiter in tiefere Regionen der Rekultivierungsschicht verfrachtet entstehen bei Druckaufbau erhöhte Gasmigrationen in die Entwässerungsschicht, anstatt durch die Methanoxidationsschicht zur Deponieoberfläche. Eine möglichst gleichmäßige Gasverteilung innerhalb der Gasverteilerschicht ist ein notwendiges Kriterium und ist durch entsprechend konstruktive Maßnahmen sowie Maßnahmen der angepassten Bodenwahl sowie Gestaltung der Abdeckung sicherzustellen.

## LITERATUR

- Anlauf, R., Rehrmann, P. & Nagel, T. (2011) *Einfluss der Einbaudichte auf Kennwerte der Wasserbindung in Deponie-Rekultivierungsschichten*. Deutschland: Bodenschutz, 16. Jahrgang, Heft 4/2011, S. 102-108, ISSN 1432-170X.
- Kühle-Weidemeier, M. Bogon, H. (2008) *Methanemissionen aus passiv entgasten Deponien und der Ablagerung von mechanisch-biologisch behandelten Abfällen - Emissionsprognose und Wirksamkeit der biologischen Methanoxidation*. Deutschland: Schlussbericht im Auftrag des Umweltbundesamtes. FKZ: 360 16 015.
- Lechner, P. & Huber-Humer, M. (2008) *Mikrobielle Methanoxidation in Deponieabdeckschichten*. In: Kranert, M. (Hrsg.): *Zeitgemäße Deponietechnik 2008 – Klimaschutz in der Stilllegungs- und Nachsorgephase*, Band 92 der Stuttgarter Berichte zur Abfallwirtschaft. Stuttgart; Deutschland: Oldenbourg Industrieverlag GmbH.
- Rachor, I.M., Gröngroft, A., Gebert, J. (2010) *Untersuchung der mikrobiellen Methanoxidation in stark verdichteten Abdecksubstraten*. In: Kühle-Weidemeier, M. (Hrsg.): *4. Praxistagung Deponie 2010 – Betrieb - Nachnutzung - Rückbau*. Tagungsband, 1. Auflage. Göttingen; Deutschland: Cuvillier Verlag, S. 148-157.
- Bäcker, W. (Januar 2010) *Deponieentgasung bei rückläufigen Deponiegasmengen*. Hildesheim; Germany: Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie. Hildesheim, Deutschland: AbfallwirtschaftsFakten 19.

# Deponiegasnutzung in der Schwachgasphase am Beispiel von Mikrogasturbinen

C. Bröcker

*CDM Consult GmbH, Bochum, Deutschland*

F. Hübl

*ETG Ingenieur- & Bauges.m.b.H, Wien, Österreich*

**KURZFASSUNG:** Mit der Beendigung der Ablagerung von organikhaltigen Materialien schwinden die Deponiegasmengen und -qualitäten und die Verstromungserlöse gehen zurück, in der Folge sind die Anlagen zur Gasnutzung mittlerweile oft überdimensioniert. Die Entscheidung im Rahmen eines „Downsizing“ in neue und kleinere Gasnutzungsaggregate zu investieren wird aufgrund der Gasmengenentwicklungen vielerorts als riskant bewertet. Die Entwicklung geht deshalb in die Investition thermischer Behandlungsanlagen oder "Kompostfilter" und weniger in Gasnutzungstechniken. Parallel zu dieser Entwicklung ist festzustellen, dass die vorhandenen Gasfassungssysteme vielerorts marode und in ihrem bestehenden Zustand gar nicht mehr in der Lage sind, das potentiell vorhandene Gasdargebot des Deponiekörpers zu fassen. Umfangreiche Untersuchungen an verschiedensten Deponiestandorten zeigen aber, dass in den betreffenden Hausmülldeponien bzw. Altdeponien noch ein bedeutendes organisches Rest-Gaspotential vorhanden ist.

Durch ein dem Stand der Technik angepasstes, ggf. modernisiertes Gaserfassungssystem, einem angepassten Entgasungsbetrieb und einer entsprechend angepassten Anlagentechnik ist es möglich, Hausmüll- und Altdeponien mit einem vergleichsweise hohen Gaserfassungsgrad zu entgasen und neben einer wirtschaftlichen Gasnutzung auch die Ziele einer weitest gehenden Stabilisierung biologisch verfügbarer Organik zu erreichen.

Der Beitrag geht deshalb zunächst auf die wesentlichen Bedingungen einer optimalen Gaserfassung und Gasbildung als Grundvoraussetzung für eine wirtschaftliche energetische Nutzung von Deponiegas in der Stilllegungs- und Nachsorgephase ein bevor die Betriebserfahrungen von Mikrogasturbinen aus technischer und wirtschaftlicher Sicht vorgestellt werden.

## 1 EINLEITUNG

Mit der Beendigung der Ablagerung von organikhaltigen Materialien schwinden die Deponiegasmengen und die Verstromungserlöse gehen zurück. Infolge dessen sind die für Gasmengen seinerzeit ausgelegten Anlagen zur Gasnutzung mittlerweile vielerorts überdimensioniert und befinden sich insofern in einem unwirtschaftlichen Teillastbetrieb. Die Entscheidung im Rahmen eines „Downsizing“ in neue und kleinere Gasnutzungsaggregate zu investieren wird aufgrund der Gasmengenentwicklungen vielerorts als riskant bewertet. In der Konsequenz sind in der Regel allenfalls Investitionen in thermische Behandlungsanlagen und weniger in Gasnutzungstechniken zu beobachten.

Parallel zu dieser Entwicklung ist festzustellen, dass die vorhandenen Gasfassungssysteme vielerorts marode und in ihrem bestehenden Zustand gar nicht mehr in der Lage sind, das potentiell vorhandene Gasdargebot des Deponiekörpers, insbesondere die tief liegenden Deponiebereiche zu fassen. Vor diesem Hintergrund entsprechen in der Regel auch die tatsächlich gefassten Mengen nicht den prognostizierten Gasmengen. Umfangreiche Untersuchungen an verschiedensten Deponiestandorten zeigen, dass in den betreffenden Hausmülldeponien bzw. Altdeponien aber noch ein bedeutendes organisches Rest-Gaspotential vorhanden ist.

Aus wirtschaftlicher und ökologischer Sicht ist es grundsätzlich möglich, in Zeiten der Stilllegungs- und Nachsorgephasen und damit geringer anfallender Gasmengen und Gasqualitäten von Altdeponien, das anfallende Deponiegas mit einem geeigneten Gaserfassungssystem ver-



bunden mit einem hohen Gaserfassungsgrad zu fassen, endprodukt hemmenden Milieubedingungen im Deponiekörper zu begegnen und die förderbaren Mengen mit einer angepassten Gasnutzungstechnik zu nutzen. Die vorhandenen Technologien sind inzwischen auch in der Lage, so genanntes „Schwachgas“, d.h. mit Luft verdünntes Deponiegas dennoch energetisch zu nutzen. In diesem Zusammenhang wird über die Betriebserfahrung von Mikrogasturbinen berichtet, die grundsätzlich in der Lage sind, geringer methanhaltiges Deponiegas energetisch zu nutzen.

Durch ein geeignetes, d.h. ein ggf. modernisiertes Gaserfassungssystem und einer entsprechend angepassten Anlagentechnik ist es möglich, Hausmülldeponien mit einem vergleichsweise hohen Gaserfassungsgrad zu entgasen und neben den wirtschaftlichen Aspekt der Gasnutzung auch die Ziele einer weitest gehenden Stabilisierung biologisch verfügbarer Organik zu entsprechen. In der Phase rückläufiger Gasmengen und Gasqualitäten sollte das verbliebene und vergleichsweise hohe Restgaspotential stets anstelle einer thermischen Behandlung nach Möglichkeit energetisch genutzt werden.

Im Folgenden wird in Kapitel 2 zunächst auf die wesentlichen Aspekte eines optimalen Gaserfassungssystems und die Bedingungen einer optimalen Gasbildung eingegangen, die eine Grundvoraussetzung für eine wirtschaftliche energetische Nutzung des Rest-Gaspotentials in der Stilllegungs- und Nachsorgephase sind, bevor auf die Praxiserfahrungen bei der Verwendung von Mikrogasturbinen in Kapitel 3 eingegangen wird.

## 2 ENERGIEPOTENTIAL IN HAUSMÜLLDEPONIEEN

Eines von mehreren Energiepotentialen in Haus- und Altdeponien stellt das methanhaltige Deponiegas dar. Das gegenwärtige Rest-Gaspotential von Hausmülldeponien ist bezogen auf das Gesamtgasproduktionspotential immer noch vergleichsweise hoch (Stand 2011). Untersuchungen auf verschiedensten Deponiestandorten in Deutschland und nachfolgend an einem Beispiel verdeutlicht zeigen, dass das Rest-Gaspotential gemessen am Gesamtproduktionspotential sich in einer Größenordnung von ca. 30 % bewegt. Vor diesem Hintergrund wird die Bedeutung der Möglichkeiten zur Gasnutzung in der Stilllegungs- und Nachsorgephase offensichtlich.

### 2.1 Gasfassungspotential

Entscheidend für die Qualität der Entgasung einer Deponie ist das Gaserfassungssystem. Erst mit einem leistungsfähigen Gaserfassungssystem werden die Voraussetzungen für eine durchgreifende Besaugung (Tiefenwirkung, Reichweite), in der Folge die Qualität für eine energetische Verwertung von Deponiegas respektive für eine Stabilisierung des Deponiekörpers und schließlich die Kriterien zu Entlassung aus der Nachsorge geschaffen.

Untersuchungen an verschiedensten Gaserfassungssystemen zeigen, dass die technische Lebensdauer des Gaserfassungssystems zeitlich begrenzt ist und eine Gaserfassung mit hohem Gasfassungsgrad nicht mehr möglich ist. Auch eine nicht der Gasproduktion angepasste Gasflusshöhe z.B. infolge ausgebliebener Anpassung von Messeinrichtungen, kann zu Übersaugungen und/oder Unterversorgungen bei der Entgasung von Deponiekörpern und somit zu einer suboptimalen energetischen Nutzung von Deponiegas führen.

Hierbei ist zu beachten, dass Deponiegas ein biologisches Abbauprodukt ist, das unter anaeroben Milieubedingungen bei der Umsetzung von organischen Komponenten entsteht und aus ca. 55 Vol.-% Methan ( $\text{CH}_4$ ) und ca. 35 Vol.-% Kohlendioxid ( $\text{CO}_2$ ) besteht. Die restlichen Gase sind Spurengase und Wasserdampf. In der Praxis bewegt sich der gemessene  $\text{CH}_4$ -Gehalt deutlich unter 50 Vol.-% oftmals sogar unterhalb von 40 Vol.-% bei ca. 30 Vol.-%  $\text{CO}_2$  und 0 Vol.-% Sauerstoff ( $\text{O}_2$ ). Da Deponiegas mit niedrigem  $\text{CH}_4$ -Gehalt biologisch nicht gebildet werden kann, besteht die Differenz aus Stickstoff ( $\text{N}_2$ ), der über die Außenluft in das Gaserfassungssystem gelangt. Gründe des im abgesaugten Gas befindlichen  $\text{N}_2$  sind zumeist Kurzschlüsse oder Leckagen im Gaserfassungssystem. Dabei muss nicht zwangsweise  $\text{O}_2$  detektiert werden, da dieser zumeist in Verbindung mit biologisch verfügbarer Organik in  $\text{CO}_2$  umgewandelt wird und somit nicht mehr direkt messbar ist.

In den allermeisten Fällen ist eine deutliche Abweichung zwischen den tatsächlich erfassten Gasmengen und den Gasmengenprognosen zu beobachten. Folgende Ursachen lassen sich zu meist finden:

- Marodes Gaserfassungssystem (Quetschungen, Abrisse, Abscherungen, Feinkornanteil im Kiesfilter, Verkrustungen und Sedimentationen an den vertikalen Gaskollektoren sowie Wassersäcke durch Setzungen an den horizontalen Gaskollektoren und in den Verbindungsleitungen oder auch ein genereller Wassereinstau und/oder Staunässe im Deponiekörper aber auch fehlende/nicht ausreichende Wasservorlagen in den Kondensatabscheidern) und
- ein dem Stadium der Gasproduktion nicht angepasstes Gaserfassungssystem (Gasstandardbrunnen als Hochziehbrunnen anstelle von tiefenverfilterte Gasbrunnen mit angepassten Saugflüssen für eine weitreichende und durchgreifende Besaugung der gesamten Deponie.

## 2.2 Rest-Gaspotential

In Abb. 1 ist beispielhaft für einen Hausmülldeponiestandort das zu erwartende Rest-Gaspotential bezogen auf das Gesamtgasproduktionspotential mit Stand 2011 illustriert.

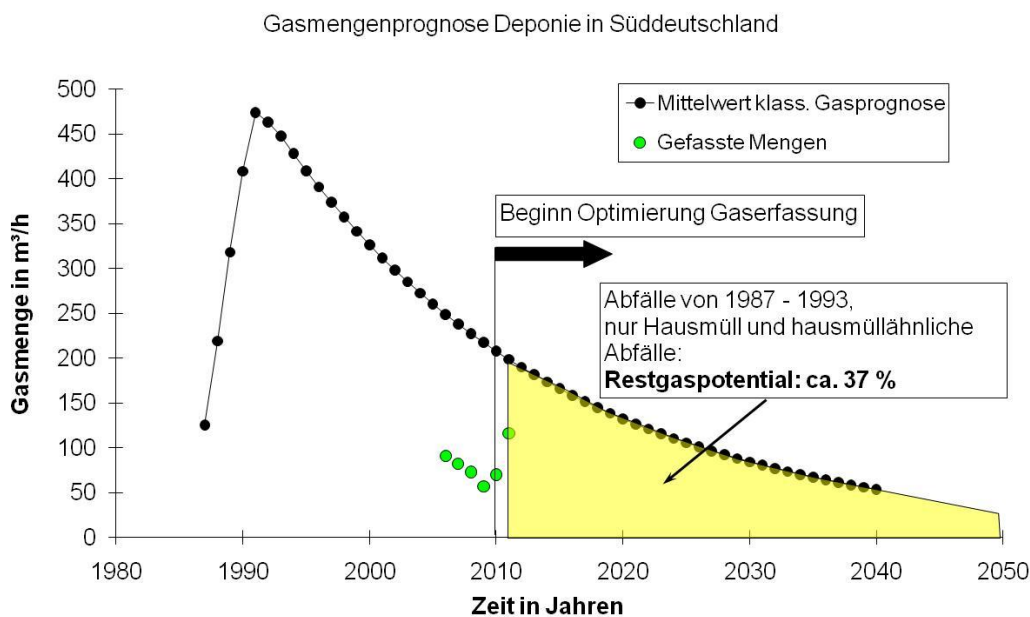


Abb. 1: Restgaspotential am Beispiel einer Deponie in Süddeutschland (Stand 2011)

Der Berechnung wurden die gängigen Gasprognosemodelle von Tabasaran/Rettenberger/ Erich und Ergebnisse umfangreicher Untersuchungen an der Deponien selbst zugrundegelegt. An verschiedensten Deponiestandorten in Deutschland konnte ein Restgaspotential, gemessen am Gesamtproduktionspotential von ca. 28 bis 37 %, ermittelt werden.

## 3 BETRIEBSERFAHRUNGEN BEI DER DEPONIEGASNUTZUNG MIT MIKROGAS-TURBINEN

Am Beispiel von zwei Deponiestandorten, bei denen das anfallende Deponiegas mittels Mikrogasturbinen energetisch genutzt wird, werden die Erfahrungswerte für das Betriebsjahr 2011 vorgestellt.

Beispiel 1 berichtet über eine Mikrogasturbinenanlage, die das anfallende Deponiegas auf einer Deponie in Sachsen-Anhalt verstromt. Bei dieser Deponie wird das gefasste Deponiegas über tiefenverfilterte Gasbrunnen nach dem DEPO<sup>+</sup> Verfahren<sup>®</sup> gefördert und mittels 2 x 100 kW<sub>el</sub> Mikrogasturbinen genutzt. Eine Wärmenutzung findet nicht statt. Betreiber der Deponie ist die Abfallwirtschaftsgesellschaft Jerichower Land mbH (AJL). Betreiber der Mikrogasturbinenanlage ist die CDM Consult GmbH.

An einem zweiten Praxisbeispiel wird über die Betriebserfahrung einer  $2 \times 65 \text{ kW}_{\text{el}}$  Mikrogasturbinenanlage in Baden-Württemberg berichtet. Das Deponiegas wird über klassische Gasbrunnen gefördert und verstromt. Es findet außerdem eine nahezu komplette Abwärmenutzung statt. Betreiber der Deponie ist die Abfallverwertungsgesellschaft des Landkreises Ludwigsburg mbH (AVL). Betreiber der Mikrogasturbinenanlage ist die SÜWAG.

### 3.1 Deponie Werderberg (Sachsen-Anhalt)

#### 3.1.1 Eckdaten



Abb. 2: MT-Anlage Deponie Werderberg, Bauphase 2007

Folgende Eckdaten bestimmen die Rahmenbedingungen des Deponiestandorts:

- Siedlungsabfalldeponie (DK II), Laufzeit 1976 bis Mai 2005,
- Deponiefläche: 7,8 ha, max. Deponiehöhe: 22 m, Ablagerungsvolumen:  $830 \text{ Tm}^3$ ,
- Deponiegasfassung: 12 ein- und zweistufig tiefenverfilterte Gasbrunnen (DEPO<sup>+</sup> Verfahren<sup>®</sup>) und
- Verstromung mittels  $100 \text{ kW}_{\text{el}}$  Mikrogasturbinen-Einheiten, keine Wärmenutzung.

#### 3.1.2 Betriebserfahrungen 2011

Folgende Kennwerte bestimmen das Betriebsjahr 2011:

- Mittelwerte:  $\text{CH}_4$  38,4 Vol.-%,  $\text{CO}_2$  28,9 Vol.-%,  $\text{O}_2$  0,3 Vol.-%,
- MT-Anlagenverfügbarkeit: 96 % und
- Erzeugter Strom: ca. 921.000 kWh (Brutto).

In Abb. 3 sind die Parameter Methan, Kohlendioxid, Sauerstoff und erzeugter Strom für das Betriebsjahr 2011 illustriert. Aufgrund der sehr unterschiedlichen Randbedingungen bei den beeinflussenden Parametern (u.a. Gastemperatur, Anzahl/Teillastbetrieb Turbineneinheiten, Konzentration Inertgase von  $\text{CO}_2$  und  $\text{N}_2$ ) wurde auf die Darstellung des Deponiegasverbrauchs verzichtet.

Folgende Werte beim Gasverbrauch wurden erzielt:

- Minimaler Deponiegasverbrauch: 65 m<sup>3</sup>/h (bei 1 x 100 kW<sub>el</sub> und Volllastbetrieb bei 47 Vol.-% Methan) und
- Maximaler Deponiegasverbrauch: 140 m<sup>3</sup>/h (bei 2 x 100 kW<sub>el</sub> und Teillastbetrieb (jeweils 50 %) bei 32 Vol.-% Methan).

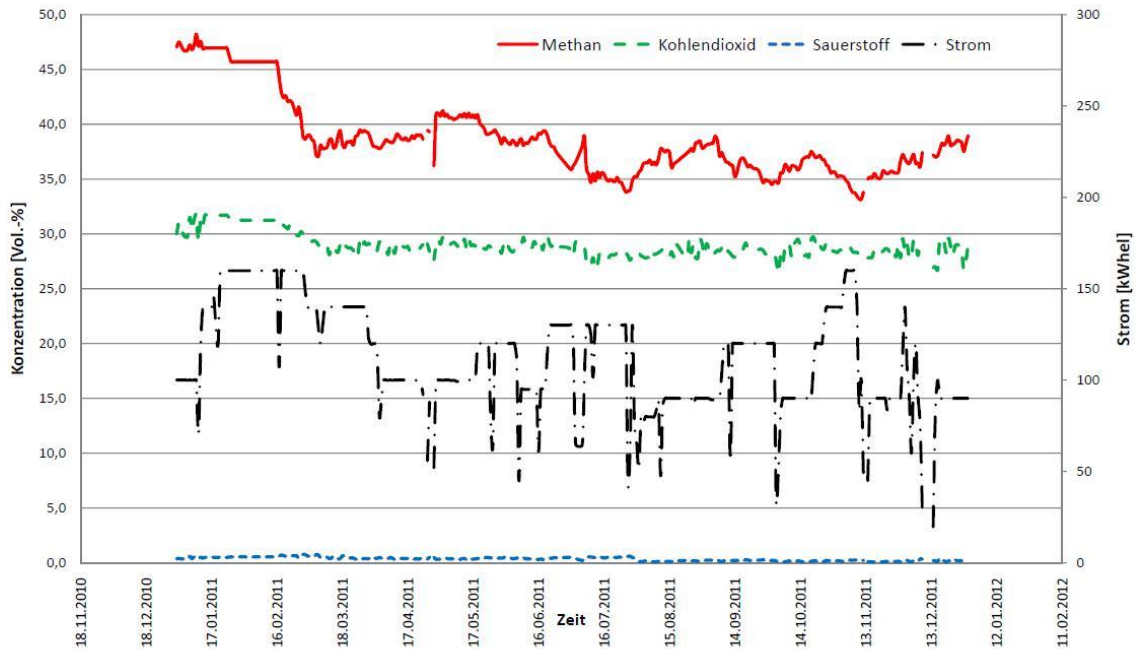


Abb. 3: Betriebsparameter CH<sub>4</sub>, CO<sub>2</sub>, O<sub>2</sub>, kW<sub>el</sub> im Jahr 2011

### 3.2 Deponie Am Lemberg (Baden-Württemberg)

#### 3.2.1 Eckdaten

Folgende Eckdaten bestimmen die Rahmenbedingungen des Deponiestandorts:

- Siedlungsabfalldeponie (DK II), Laufzeit 1969 bis Mai 1989,
- Deponiefläche: 17,1 ha, Ablagerungsvolumen: 3 Mio. m<sup>3</sup>,
- Deponiegasfassung: ca. 40 Gasbrunnen und
- Verstromung mittels 65 kW<sub>el</sub> Mikrogasturbinen-Einheiten mit Abwärmenutzung.

#### 3.2.2 Betriebserfahrungen 2011

Folgende Kennwerte bestimmen das Betriebsjahr 2011:

- Mittelwerte: CH<sub>4</sub> 40,4 Vol.-%, CO<sub>2</sub> 18,7 Vol.-%, O<sub>2</sub> 1,0 Vol.-%,
- MT-Anlagenverfügbarkeit: 85 %,
- Erzeugter Strom: ca. 607.000 kWh (Brutto) und
- Eingespeiste Wärme: 872.000 kWh.

In Abb. 4 sind die Parameter Methan, Kohlendioxid, Sauerstoff und erzeugter Strom für das Betriebsjahr 2011 dargestellt. Auch für diesen Standort wurde aufgrund der sehr unterschiedlichen Randbedingungen bei den beeinflussenden Parametern auf die Angabe des Deponiegasverbrauchs verzichtet.

Folgende Werte beim Gasverbrauch wurden erzielt:

- Minimaler Deponiegasverbrauch bezogen auf 100 kW<sub>el</sub>: 80 m<sup>3</sup>/h (bei 1 x 65 kW<sub>el</sub> und Volllastbetrieb bei 41 Vol.-% Methan) und
- Maximaler Deponiegasverbrauch bezogen auf 100 kW<sub>el</sub>: 125 m<sup>3</sup>/h (bei 1 x 65 kW<sub>el</sub> und Teillastbetrieb (88 %) bei 40 Vol.-% Methan).

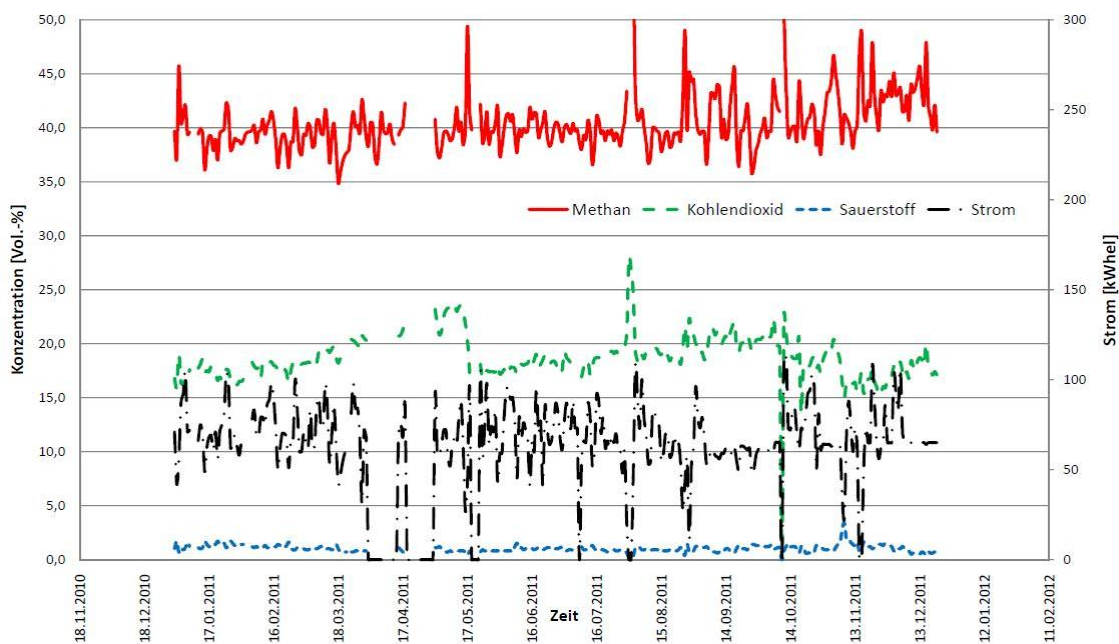


Abb. 4: Betriebsparameter CH<sub>4</sub>, CO<sub>2</sub>, O<sub>2</sub>, kW<sub>el</sub> im Jahr 2011

### 3.3 Allgemeine technische Erfahrungswerte

Die Betriebserfahrung an zwei Deponiestandorten mit unterschiedlichen Typen von Mikrogasturbinen zeigt, dass auch ca. sechs bzw. 22 Jahre nach Beendigung der Ablagerung von organikhaltigen Abfällen das entstehende Deponiegas mittels Mikrogasturbinen technisch einwandfrei mit einer vergleichsweise hohen Verfügbarkeit der Turbinen von 96 bzw. 85 % verstromt wurde.

Die Betriebserfahrungen mittels Mikrogasturbinen zeigen aber auch

- eine deutliche Verschlechterung des Wirkungsgrades bei Teillastbetrieb aufgrund des erforderlichen Eigenstromverbrauchs bei der Verdichtung und Kühlung des Gases.
- eine teilweise Kompensation des vergleichsweise hohen Energiebedarfs bei der Verdichtung des Deponiegases von bis zu ca. 5,5 bar durch höhere Standzeiten der Aktivkohle bei der Gasreinigung und -trocknung – sofern die Reinigung auf der Druckseite erfolgt.
- eine problemlose Verstromung des Deponiegases auch bei schwankenden Methangehalten zwischen 32 und 55 Vol.-% mit einer angepassten Steuer- und Regelungstechnik. Betriebserfahrungen liegen bei einem Methangehalt von bis zu 32 Vol.-% Methan bei den 1 x 100 kW<sub>el</sub> MT-Einheiten vor.
- geringe Emissionswerte im Abgas (ca. 20 bis 40 % der Grenzwerte nach TA Luft).

### 3.4 Kosten

Folgende Betriebskosten sind 2011 bei den vorgestellten Standorten angefallen:

- Aktivkohlewechsel: 5.000 Euro und
- Reparatur, Wartung und Unterhaltung (RWU): 19.000 Euro (inkl. RWU Gaserfassungssystem) bzw. 14.000 Euro (ohne Wartung Gaserfassungssystem).

## LITERATUR

- Bröcker, C. (2008) Praxiserfahrungen bei in situ Stabilisierungsmaßnahmen bei Anwendung des DEPO<sup>+</sup> Verfahrens<sup>®</sup> In: 3. Praxistagung Deponie 2008 Zwischenlager - Deponien – Nachsorge pp. 239-251.
- Bröcker, C. (2010) DEPO<sup>+</sup> Verfahren<sup>®</sup> – Energieausbeute und Langzeitverhalten verbessern bei HM-Deponien. In: *DepoTech 2010.: Tagungsband*, pp. 483-488.

# Methoden und Projekte zur Deponiebelüftung im internationalen Vergleich

M. Ritzkowski

*TU Hamburg-Harburg, Institut für Umwelttechnik und Energiewirtschaft, Hamburg, Deutschland*

**KURZFASSUNG:** Die Belüftung von Siedlungsabfalldeponien findet in mehreren Europäischen Ländern als Methode zur kontrollierten und nachhaltigen Verbesserung des Emissionsverhaltens verstärkte Beachtung. Dieses ist sicherlich auch den veränderten gesetzlichen Rahmenbedingungen, sowohl auf EU-Ebene als auch national, geschuldet. Im internationalen Kontext gibt es bereits seit etwa 40 Jahren vereinzelte Beispiele von aeroben Deponien (z.B. in Kanada) während in Japan nahezu alle Deponien nach dem semi-aeroben Konzept konstruiert und betrieben werden. Bei der Auswertung dokumentierter Beispiele zeigt sich, dass der Begriff „Deponiebelüftung“ eine Vielzahl von Konzepten und Strategien vereinigt und oftmals unterschiedliche Zielstellungen verfolgt werden. An dieser Stelle werden die praktizierten Methoden zusammenfassend dargestellt und hinsichtlich ihrer Eignung für spezifische Zielstellungen beurteilt.

## 1 EINLEITUNG

Auch nach dem Ende der Ablagerung emittiert Deponiegas noch über Jahrzehnte aus geschlossenen Siedlungsabfalldeponien. Eine energetische Gasnutzung ist dabei an vielen Standorten über Zeiträume von 10 bis 20 Jahren möglich und im Geltungsbereich der Europäischen Abfallgesetzgebung auch verbindlich vorgeschrieben. Nach Beendigung der energetischen Nutzung wäre in der Regel noch eine langfristige Deponierestgasbehandlung erforderlich, um eine konsequente Vermeidung von Methanemissionen in die Atmosphäre zu gewährleisten. Darüber hinaus treten innerhalb dieser Zeiträume (und auch darüber hinaus) Setzungen auf, welche eine potenzielle Gefahr für die Funktionsfähigkeit eines Oberflächenabdichtungssystems darstellen.

Vor diesem Hintergrund gibt es seit längerer Zeit Bemühungen, die biologischen Prozesse im Deponiekörper kontrolliert zu beschleunigen. Das Ziel ist dabei, das Emissionspotenzial möglichst frühzeitig derart zu verringern, dass von diesen Deponien keine oder nur noch eine sehr geringe (akzeptable) Umweltbelastung ausgeht. Das kann z.T. durch den Betrieb einer anaeroben Reaktordeponie erreicht werden, bei der der Abfall flächig in dünnen Schichten hochverdichtet eingebaut und mittels Sickerwasserkreislaufführung optimiert befeuchtet wird. Gelingt es darüber hinaus, den abgelagerten Abfall zu aerobisieren, könnten die Abbauprozesse wie bei der Kompostierung weiter intensiviert werden. Eine solche Deponiebelüftung macht aber für Deponien, auf denen Abfälle mit hohen organischen Anteilen abgelagert werden/worden sind, letztendlich erst nach dem Abklingen der intensiven anaeroben biologischen Abbauprozesse Sinn, da das Deponiegas möglichst effektiv energetisch genutzt werden sollte. Anschließend kann die Restorganik zeitlich beschleunigt aerob umgesetzt werden, um die Deponie möglichst innerhalb eines Zeitraums von weniger als 30 Jahren aus der Nachsorge entlassen zu können.

## 2 METHODEN UND KONZEPTE ZUR DEPONIEBELÜFTUNG

Weltweit gewinnt die Belüftung von Deponien als Maßnahme für eine beschleunigte, kontrollierte und nachhaltige biologische Stabilisierung zunehmend an Bedeutung. In vielen Fällen stellt die Deponiebelüftung darüber hinaus die einzige technisch machbare und zugleich öko-

nomisch vorteilhafte Methode dar, die Deponienachsorge sowohl vom Umfang als auch der notwendigen Zeitdauer signifikant zu reduzieren. Im Labormaßstab wurden während der vergangenen Jahre zahlreiche Untersuchungen durchgeführt und seit etwa 15 Jahren ist ein deutlicher Anstieg der großtechnischen Belüftungsvorhaben zu verzeichnen. Hierbei sind vor allem Projekte in Europa, Nordamerika und Asien (i. W. Japan und Malaysia) zu nennen.

Deponierückbauprojekte werden häufig in Verbindung mit einer vorgeschalteten, kurzzeitigen Belüftung zur Vermeidung störender Gerüche sowie zur Reduzierung der Methankonzentrationen durchgeführt. Langfristige Gefahrenabwehr (z.B. die sichere und dauerhafte Vermeidung von Methanansammlungen in oder nahe Gebäuden) kann durch den Einsatz passiver Belüftungskonzepte bzw. Übersaugungsstrategien sichergestellt werden. Zur schnellen Rückgewinnung von Ablagerungsvolumina können auch relative frische/reaktive Abfälle belüftet werden (Bioreaktorkonzept). Im Hinblick auf eine unmittelbare und dauerhafte Reduzierung negativer Umweltbelastungen durch Deponieemissionen kann darüber hinaus auch das Konzept der semi-aeroben Deponie Anwendung finden. Dieses setzt jedoch entsprechende rechtliche Grundlagen voraus, welche z.B. im europäischen Kontext nicht gegeben sind.

Dennoch, die Belüftung einer Deponie ist keineswegs trivial und beinhaltet weit mehr als den einfachen Eintrag von Luft in die abgelagerten Abfälle. Aspekte wie z. B. das Design der Gasbrunnen und deren Abstand zueinander, die Wahl hinreichender Luftvolumina und Luftdrücke, Überwachung der Luftverteilung sowie der Temperaturen (in den abgelagerten Abfällen und im Sickerwasser) und Feuchtgehalte und schließlich die potentielle Mobilisierung von Schadstoffen spielen hierbei entscheidende Rollen. Darüber hinaus ist für jedes Belüftungsprojekt die Frage zu beantworten, wann der gewünschte Stabilisierungszustand erreicht wird und wie dieser überwacht und nachgewiesen werden kann.

Es liegt nahe, die große Spannweite verschiedener Konzepte zur Deponiebelüftung (Tab. 1) als Grundlage und Chance für eine breite Diskussion auf Expertenebene zu nutzen. Auf der Basis der vorliegenden Ergebnisse können die methodischen Ansätze weiterentwickelt werden, wobei Synergien zwischen den einzelnen Konzepten zu erwarten sind (z.B. Temperaturkontrolle durch Bewässerung, intermittierende Belüftungsstrategien, windgetriebene Belüftungseinrichtungen und semi-aerobe Deponien, etc.).

Tab. 1: Zusammenstellung unterschiedlicher Konzepte zur Deponiebelüftung, wesentliche Anwendungsgebiete und zugehörige Abluftreinigungsmethoden.

Konzept	Umsetzung	Hauptanwendungsgebiet	Abluftreinigungstechnik
Hochdruckbelüftung	Impulsverfahren	Vorbereitung auf Deponierückbau	Biofilter
Niederdruckbelüftung	Aktive Belüftung und Ablufterfassung	Beschleunigte biologische Stabilisierung und Vermeidung von THG-Emissionen	RTO; Biofilter nach fortgeschrittener Stabilisierung
	Aktive Belüftung ohne Ablufterfassung	Beschleunigte biologische Stabilisierung	Oberflächenabdeckung als Flächenbiofilter
	Übersaugung	Erhöhung der Methanfracht, anschl. Aerobisierung	Biofilter
Semi-aerobe Deponie	Passive Langzeitbelüftung (energieautark)	Langfristige Vermeidung von THG-Emissionen	Keine / Oberflächenabdeckung
	Kaminzugeffekt durch Kombination offener SiWa-Fassungsrohre und passiver Entgasungsbrunnen	Langfristige Verringerung von THG-Emissionen	Keine

### 3 BEISPIELE ZUR DEPONIEBELÜFTUNG

#### 3.1 Beispiele aus Europa

In Europa wurden Projekte zur Deponiebelüftung bisher in Deutschland, Österreich, Italien, der Schweiz sowie in den Niederlanden durchgeführt. Die größte Anzahl an Belüftungsvorhaben findet sich in Deutschland, wobei hier zumeist das Verfahren der kontinuierlichen Niederdruckbelüftung Anwendung findet. Vor diesem Hintergrund ist es nachvollziehbar, dass der Großteil dieser Projekte mit dem Ziel einer beschleunigten und nachhaltigen biologischen Stabilisierung der abgelagerten Abfälle durchgeführt wurde.

Mittels aktiver Belüftung und simultaner Ablufterfassung/Abluftreinigung (z.B. das Verfahren AEROflott®) wurden während der vergangenen zehn Jahre Siedlungsabfalldeponien in den Bundesländern Niedersachsen (Altdeponie Kuhstedt), Bayern (Deponie Amberg-Neumühle) und Brandenburg (Deponie Milmersdorf) erfolgreich biologisch stabilisiert. In allen drei Fällen wurden jeweils deutlich mehr als 90 % der zu Beginn der Belüftung vorliegenden und biologisch abbaubaren organischen Substanz umgesetzt. Der Kohlenstoffaustrag erfolgte hierbei zu mehr als 95 % über die erfasste Abluft und unter Berücksichtigung der prozessintegrierten thermischen Abluftbehandlung vollständig in Form von Kohlenstoffdioxid (CO<sub>2</sub>). Gegenwärtig werden Siedlungsabfalldeponien in Nordrhein Westfalen (Deponie Dörentrup und Deponie Halberbracht), Niedersachsen (Deponie Süsslingen) und dem Saarland (Deponie Schwalbach-Griesborn) mittels kontinuierlicher Niederdruckbelüftung biologisch stabilisiert (Ritzkowski et al. 2009, Heyer et al. 2007). Hierbei handelt es sich um Abfallablagerungen, die ein Gesamtvolumen von bis zu 1 Mio. m<sup>3</sup> und maximale Mächtigkeiten von bis zu 40 m aufweisen.

Mittels passiver Belüftung (Übersaugung des Deponiekörpers, teilweise in Verbindung mit geöffneten Gasbrunnen zum passiven Lufteintrag) wurden mehrere Deponien im Bundesland Schleswig Holstein biologisch stabilisiert (u.a. Altablagerung Kiel-Drachensee, Deponie Schenefeld, Deponie Barsbüttel). Diese Deponien und Altablagerungen unterliegen einer z. T. intensiven Nachnutzung, wobei u.a. Wohn- und Gewerbebauwerke nach Ende der Abfallablagerung errichtet wurden. Vor diesem Hintergrund zielten die Belüftungsmaßnahmen in erster Linie auf die Gefahrenabwehr ab (zuverlässige und langfristige Vermeidung der Methangasproduktion zur Minimierung der Gefahren für die ansässigen Nutzer), welches durch die Umstellung der zuvor vorherrschenden anaeroben Milieubedingungen auf aerobe Bedingungen erreicht wurde (Heerenklage et al. 2003). Auf weiteren Deponien, insbesondere in den Bundesländern Schleswig Holstein und Nordrhein Westfalen, wurde ein Konzept zur gesteigerten Methangasabsaugung mit nachfolgender passiver Belüftung infolge Übersaugung (DE-PO<sup>+</sup>®), insbesondere während der letzten 20 Jahre eingesetzt. Bei diesen Projekten ist jedoch anzumerken, dass nur wenige Daten/Informationen bezüglich der angestrebten biologischen Stabilisierung der Deponien veröffentlicht wurden. Letztlich kann daher weder die generelle Eignung des Verfahrens noch die Nachhaltigkeit des ggf. erzielten Ergebnisses abschließend beurteilt werden.

Mittels des AIRFLOW® Verfahrens (aktive Belüftung mit paralleler Ablufterfassung und -behandlung in Biofiltern) wurden drei Deponien in Nord-Italien belüftet. Während die Deponie Modena ab dem Jahr 2002 zur Vorbereitung eines partiellen Rückbaus aerobisiert wurde, wurden zwei weitere Deponien ab 2005 über einen Zeitraum von jeweils drei Jahren biologisch stabilisiert (Cossu et al. 2007).

In Österreich kam das Niederdruck-Belüftungsverfahren zum ersten Mal im Rahmen eines Demonstrationsprojektes im Pilotmaßstab an der Altdeponie Mannersdorf (Niederösterreich) zum Einsatz. In den Jahren 2003 und 2006 wurde jeweils ein Deponieabschnitt versuchsweise belüftet, wobei die Ablufterfassung parallel erfolgte und deren Reinigung über Biofilter sichergestellt wurde. Aufgrund der positiven Erfahrungen aus dem Demonstrationsvorhaben wird die Deponie Mannersdorf gegenwärtig vollständig biologisch stabilisiert, wobei das gleiche Belüftungsverfahren eingesetzt wird (Gamperling et al. 2011). Darüber hinaus wird im Bundesland Tirol seit 2008 eine Deponie im Niederdruckverfahren belüftet, wobei hier jedoch bewusst auf die parallele Erfassung der Abluft verzichtet wird. Aufgrund der speziellen Geometrie des Deponiekörpers (es handelt sich um eine vergleichsweise flache Ballendeponie) sowie der besonderen Beschaffenheit der Deponiebasis (Kies-Sandgemisch, in der Regel wasserungesättigt) wird die Umgebungsluft unterhalb der abgelagerten Abfälle eingebracht, durchströmt den Deponiekörper von unten nach oben und tritt durch die Oberflächenabdeckung aus. Letztere fun-



giert hierbei als Flächenbiofilter mit dem Ziel, neben eine Geruchsreduzierung zumindest auch einen Teil der verbleibenden Methanfracht biologisch zu oxidieren (Kraiger 2011).

Über die zuvor beschriebenen Projekte zur beschleunigten und nachhaltigen biologischen Stabilisierung hinaus wurden in mehreren europäischen Ländern (zumeist kurzfristige) Belüftungsprojekte im Zusammenhang mit der Vorbereitung eines Deponierückbaus durchgeführt. Ziel war es hierbei, etwaige Geruchsemissionen im Zuge der Aufnahme des Abfalls zu minimieren sowie das Auftreten explosionsfähiger Gasgemische weitgehend zu verhindern. Die überwiegende Anzahl dieser Projekte wurde nach dem Konzept der Hochdruck-Impulsbelüftung (Bio-Puster<sup>®</sup>) bzw. im Niederdruckverfahren nach dem Smell-Well<sup>®</sup> Konzept durchgeführt. Seit 1990 wurden so mehr als zwölf Deponien in Österreich, drei Deponien in Deutschland, zwei Deponien in Italien und der Tschechischen Republik sowie eine Deponie in den Niederlanden behandelt (ARGE Biopuster 2011).

### 3.2 Beispiele aus den USA und Kanada

In den USA wurden erste Studien zur Deponiebelüftung bereits in den frühen 70er Jahren durchgeführt. Diese Pilotvorhaben wurden an Deponieabschnitten initiiert, die zuvor mit unbehandelten Siedlungsabfällen verfüllt worden waren. Seinerzeit wurden intermittierende Belüftungskonzepte eingesetzt, wobei auf die Zuführung von Wasser oder eine Kreislaufführung von Sickerwasser bewusst verzichtet wurde. Aufgrund der beobachteten starken Temperaturanstiege innerhalb der belüfteten Abfälle (auf Temperaturen von bis zu 90 °C) sowie dem z.T. signifikanten Rückgängen des Feuchtegehalts wurden bis in die frühen 90er Jahre zunächst keine weiteren Belüftungsvorhaben durchgeführt. Ab dieser Zeit wurden dann eine Reihe von Lysimeterversuchen zur kombinierten Belüftung und Bewässerung mit dem Ziel betrieben, verlässliche Aussagen zum Einfluss des Feuchtegehalts im Rahmen der Belüftung zu gewinnen.

Gegen Ende der 90er Jahre wurden erneut Großversuche zur Deponiebelüftung in den Bundesstaaten Georgia und South Carolina durchgeführt. Bis heute wurden und werden mehr als 20 Deponien in verschiedenen amerikanischen Bundesstaaten mit folgenden Zielen belüftet: Verringerung der Belastung von Grund- und Oberflächengewässern durch Verbesserung der Sickerwasserqualität, Reduzierung der Sickerwassermengen, Vermeidung der Deponiegasneubildung sowie biologische Stabilisierung des Deponiekörpers. Darüber hinaus spielt die zukünftige Nutzung der Deponien bei der Entscheidung für eine Belüftungsmaßnahme häufig eine wesentliche Rolle.

In den meisten Fällen erfolgt die Belüftung nach dem Niederdruckverfahren, in der Regel unter Verzicht auf eine Erfassung und Behandlung der Abluft. Stattdessen wird die Belüftung zumeist durch eine parallele Bewässerung ergänzt, wobei die Flüssigkeiten in der Regel über vertikale Brunnen, teilweise aber auch durch Versprühen auf der Deponieoberfläche zugeführt werden. Neben einer Reduzierung der Sickerwassermengen steht hierbei die Regulierung der Temperatur im belüfteten Deponiekörper im Vordergrund (Berge et al. 2007).

Eine der am längsten dokumentierten, unter aeroben Bedingungen betriebenen Deponien, findet sich in Toronto, Kanada. Seit 1978 wird diese Deponie kontinuierlich übersaugt und so in einem aeroben Zustand gehalten. Ursprünglich mit dem Ziel der Gefahrenabwehr für die angrenzenden Gebäude betrieben (Erfassung des Deponiegases über eine Reihe vertikaler Entgasungsbrunnen entlang des Deponierands), kam es durch die hohen abgesaugten Volumenströme zu einer Aerobisierung des gesamten Deponiekörpers. Neben der erfolgreichen Vermeidung explosionsfähiger Gasgemische kann heute die signifikante Reduzierung von Treibhausgasemissionen während der vergangenen Jahrzehnte als Erfolg gewertet werden (Beatty et al. 2009).

### 3.3 Beispiele aus Asien

Die überwiegende Anzahl der japanischen Deponien, mehr als die Hälfte der Deponien in Korea sowie einige Deponien in Malaysia wurden entsprechend dem semi-aeroben Konzept angelegt und betrieben (Matsufuji & Tachifuji 2007). Im Vergleich zu anaeroben Deponien weisen semi-aerobe Deponien geringere Deponiegasbildungsraten und Sickerwasserbelastungen auf. Im Sinne des Emissionsschutzes ist jedoch anzumerken, dass das Methangas aus diesen Deponien in der Regel unbehandelt und insbesondere ungenutzt an die Umgebung abgegeben wird.

Darüber hinaus verbleiben aufgrund der relativen geringen, passiven Belüftung immer anaerobe Deponiebereiche, in welchen die biologische Stabilisierung nur sehr langsam abläuft. Aktive Belüftungskonzepte haben hier signifikante Vorteile, wobei jedoch der energetische Aufwand berücksichtigt werden muss.

#### 4 SCHLUSSFOLGERUNGEN

Unter dem Oberbegriff der "Deponiebelüftung" werden im nationalen wie auch im internationalen Kontext eine Vielzahl unterschiedlicher Methoden und Konzepte zusammengefasst. Im Laufe der vergangenen Jahrzehnte wurden viele dieser Konzepte im großtechnischen Maßstab umgesetzt, wobei jedoch nur in einigen Fällen ein belegbarer Nachweis für die erfolgreiche biologische Stabilisierung erbracht wurde. Die Gründe hierfür sind vielfältig, wobei jedoch oftmals fehlende Ziel- und Überwachungswerte sowie insgesamt unzureichende Monitoringkonzepte herangezogen werden können. Folgende verallgemeinernde Einteilung bezüglich der Eignung und Anwendung von Belüftungskonzepten kann aufgrund der bisher vorliegenden Erkenntnisse vorgenommen werden.

Projekte zum Deponierückbau werden überwiegend von einer vorgeschalteten, kurzfristigen Belüftung begleitet. Die Zielstellung liegt hierbei im Bereich der Geruchsreduzierung sowie der Vermeidung von explosionsfähigen Gasgemischen im Zuge der Aufgrabung. Für die Umsetzung bieten sich insbesondere Hochdruck-Impuls-Verfahren an, da diese in kurzen Zeiträumen größere Abfallvolumina relativ vollständig aerobisieren können. Demgegenüber sind die Anforderungen an einen langfristigen Einsatz (insbesondere im Hinblick auf die Kosten, aber auch bezüglich der Systemzuverlässigkeit) von untergeordneter Bedeutung.

Zur langfristigen Vermeidung potenzieller Gefahren durch z.B. die Ansammlung von Methangas in Gebäuden oder deren Umgebung, haben sich insbesondere passive Belüftungskonzepte oder auch die dauerhafte Übersaugung bewährt. Diese Verfahren zeichnen sich durch einen vergleichsweise einfachen Betrieb aus, da auf die aktive Zuführung von Luft/Sauerstoff mittels eines technischen Systems verzichtet wird. Die wesentlichen Herausforderungen dieses Belüftungskonzeptes liegen demnach in der Vermeidung von bzw. im Umgang mit Flüssigkeiten, die sich im System der Brunnen und Leitungen ansammeln können. Darüber hinaus kann es durch den statischen Ansatz (keine Änderung der Gasfließrichtungen möglich) zur beschleunigten Ausbildung bevorzugter Fließwege innerhalb des Deponiekörpers kommen.

Die Kombination von Belüftung und (intensiver) Bewässerung/Sickerwasserkreislaufführung (Konzept des aerobe Bioreaktors) findet Anwendung bei der angestrebten (Rück-) Gewinnung von Deponiekapazitäten, insbesondere im Bereich biologisch aktiver (d.h. un-stabilerter) Abfälle. Durch den kombinierten Betrieb von Belüftung und Bewässerung können bestimmte Stabilisierungsprozesse wie z.B. Nitrifikation/Denitrifikation oder der Abbau organischer Abfallbestandteile deutlich beschleunigt werden. Darüber hinaus erlaubt die Bewässerung, zumindest in gewissen Grenzen, die „Steuerung“ bzw. Kontrolle der Temperaturen im belüfteten Deponiekörper. Probleme können jedoch durch zu große Mengen an Flüssigkeit entstehen, da es einerseits zu einem Einstau in den unteren Deponieschichten, zum anderen auch zur Verhinderung einer gleichmäßigen Luftverteilung in den ungesättigten Bereichen infolge von eingeschränktem Luftporenvolumen kommen kann. Darüber hinaus sollte berücksichtigt werden, dass ein Konzept zur Belüftung von (relativ) frischen Siedlungsabfällen (mit einem dementsprechend hohen Anteil an organischer Substanz) eine vergleichsweise schlechte Energiebilanz aufweist. Die vorgeschaltete energetische Nutzung (entweder vor oder nach erfolgter Ablagerung, auch unter Berücksichtigung der gesetzlichen Situation) sollte daher grundsätzlich im Zusammenhang mit Belüftungsprojekten geprüft werden.

Im Hinblick auf eine beschleunigte und nachhaltige biologische Stabilisierung der organischen Abfallbestandteile unter möglichst vollständiger Vermeidung von klimarelevanten Deponiegasemissionen haben sich Verfahren zur kontinuierlichen Niederdruckbelüftung mit parallel betriebener Erfassung und Behandlung der Abluft bewährt. Dieses Behandlungskonzept ist in der Regel für Betriebszeiträume von drei bis zehn Jahren angelegt und verbindet moderate Kosten (die ggf. durch erzielbare Kosteneinsparungen z.B. im Bereich der Deponienachsorge noch verringert bzw. vollständig ausgeglichen werden können) mit einem akzeptablen Überwachungs- und Steuerungsaufwand. Gleichzeitig bietet es wesentliche Vorteile in Bezug auf die

Steuerungsmöglichkeiten (es handelt sich um ein dynamische System, welches die Änderung der Fließwege im Deponiekörper erlaubt) bei zugleich robuster und bewährter Technik (weitgehend mit dem der traditionellen Entgasungssysteme vergleichbar) sowie der Möglichkeit zur Integration einer nachgeschalteten, effektiven (messtechnisch gut zu kontrollierenden) Abluftbehandlung.

Unter der Voraussetzung, dass Deponien lediglich mit geringen Mengen an biologisch abbaubaren, organischen Abfällen verfüllt wurden (z.B. MBA-Deponien oder -Deponieabschnitte in Europa, z.T. auch Deponien in Japan), bieten sich zur langfristigen Reduzierung negativer Umweltauswirkungen (Emissionen von Treibhausgasen und/oder belastetem Sickerwasser) semi-aerobe Konzepte an. Wesentlicher Vorteil dieser Konzepte ist der vergleichsweise geringe Kosten- und Wartungsaufwand. Dennoch sollte im Einzelfall genau abgewogen werden, ob nicht die Erfassung und Nutzung des Deponiegases über einen begrenzten Zeitraum möglich ist bzw. ob nicht die aktive (und damit signifikant effektivere und schnellere) Belüftung die zielführendere Alternative wäre. Insbesondere in Japan kann man hier z.T. den Eindruck gewinnen, dass infolge der vorherrschenden „Deponie-Philosophie“ Energie vergeudet und klimaschädliche Emissionen bewusst in Kauf genommen werden. Dieser Eindruck verstärkt sich auch dann, wenn man die in jüngerer Vergangenheit genehmigte CDM-Vorschrift (Clean Development Mechanism Methodology) der UNFCCC zur möglichen Berücksichtigung semi-aerober Deponien im Emissionshandel betrachtet (NM 0333). Hiernach lassen sich vermiedene Treibhausgasemissionen aus semi-aeroben Deponien (im Vergleich zu den Emissionen aus anaeroben Deponien) unter bestimmten Umständen als „Emissionsreduzierungen“ anrechnen (und bekommen so einen monetären Wert), wodurch der Anreiz für darüber hinaus gehende Maßnahmen signifikant verringert wird.

## LITERATUR

- ARGE Biopuster (2011) *The original Biopuster process*. In: [www.biopuster.at](http://www.biopuster.at).
- Beatty, B., Benda, E., Jadeja, M., Lee, S. & Mohamed, A. (2009) Canada's 30 year old aerobic landfill. In: *Proceedings Sardinia 2009, Twelfth International Waste Management and Landfill Symposium*, Cossu/Diaz/Stegmann (Eds.), Session B11, pp. 217-218; CISA publisher.
- Berge, N.D., Reinhart, D.R. & Hudgins, M. (2007) The status of aerobic landfills in the United States. In: *Landfill aeration*. IWWG Monograph, Stegmann / Ritzkowski (Eds.), ISBN 978-88-6265-002-1, CISA publisher.
- Cossu, R., Raga, R., Rosetti, D. & Cestaro, S. (2007) Case study of application of the in situ aeration on an old landfill: Results and perspectives. In: *Proceedings of SARDINIA 2007 - Eleventh International Waste Management and Landfill Symposium*. Cossu/Diaz/Stegmann (Eds.). Session B14, pp. 239-240; CISA publisher.
- Gamperling, O., Hrad, M. & Huber-Humer, M. (2011) Lessons learned during a three year full-scale application of in-situ landfill aeration in Austria. In: *Proceedings of SARDINIA 2011 - Thirteenth International Waste Management and Landfill Symposium*. Cossu/He/Kjeldsen/Matsufuji/Reinhart/Stegmann (Eds.), session B14, pp. 237-238; CISA publisher.
- Heyer, K.-U., Hupe, K., Koop, A., & Stegmann, R. (2007) Aerobic in situ stabilization of landfills: Long term experience and new developments. In: *Proceedings of SARDINIA 2007 - Eleventh International Waste Management and Landfill Symposium*. Cossu/Diaz/Stegmann (Eds.). Session B14, pp. 241-242; CISA publisher.
- Heerenklage, J. & Stegmann, R. (2003) Design and operation of the gas extraction system for the aeration of an old landfill used as industrial area. In: *Proceedings of SARDINIA 2003 - Ninth International Waste Management and Landfill Symposium*. Christensen/Cossu/Stegmann (Eds.). Session D15, p. 431; CISA publisher.
- Kraiger, H. (2011) Rotteballendeponie Pill – Umsetzung und erste Ergebnisse. In: *Dokumentation des 3. ÖVA-Technologie Workshops 04-2011*, 28./29. April 2011, Innsbruck.
- Matsufuji, Y. & Tachifuji, A. (2007) The history and status of semi-aerobic landfills in Japan and Malaysia. In: *Landfill aeration*. IWWG Monograph, Stegmann / Ritzkowski (Eds.), ISBN 978-88-6265-002-1, CISA publisher.
- Ritzkowski, M., Heyer, K.-U. & Stegmann, R. (2009) Practical application of landfill aeration in Germany. In: *Proceedings SARDINIA 2009, Twelfth International Waste Management and Landfill Symposium*, Cossu/Diaz/Stegmann (Eds.), Session B11, pp. 219-220, CISA publisher.

# Ableitung standortspezifischer Nachsorgeentlassungskriterien: Fallstudien

D. Laner & J. Fellner

*Technische Universität Wien, Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft, Wien, Österreich*

**KURZFASSUNG:** Deponien bedürfen einer Nachsorge, um negative Auswirkungen auf Mensch und Umwelt zu verhindern. Die Nachsorge kann beendet werden, wenn die Deponie aus der Sicht der zuständigen Behörde keine Gefährdung für Mensch und Umwelt darstellt. Im Rahmen dieser Arbeit werden für drei geschlossene Hausmülldeponien standortspezifische Nachsorgeentlassungskriterien ermittelt und im Hinblick auf damit verbundene Nachsorgedauern bewertet. Die abgeschätzten Nachsorgedauern werden generell durch die Sickerwasseremissionen bestimmt, da die gasseitigen Entlassungskriterien an den Standorten bereits zu einem früheren Zeitpunkt eingehalten werden können. Für alle Deponien stellt Ammonium den Sickerwasserparameter dar, für den es am längsten dauert um die Entlassungskriterien zu erreichen. In Abhängigkeit der gewählten Nachsorgekonzepte ergeben sich für die untersuchten Hausmülldeponien Nachsorgezeiträume von einigen Jahrzehnten bis zu mehreren Jahrhunderten. Für den Fall, dass kurze Zeit nach Deponieschließung eine Endabdichtung aufgebracht wird, ist an den Standorten von einer Nachsorge über mehrere Jahrhunderte auszugehen. Durch die Definition eines zu erreichenden Endzustandes für die Deponie stellen die Entlassungskriterien die Basis für standortoptimierte Nachsorgekonzepte dar.

## 1 EINLEITUNG

Deponien bedürfen einer Nachsorge um negative Auswirkungen auf Mensch und Umwelt zu verhindern. Die Nachsorge umfasst in erster Linie die Erfassung und Behandlung der noch entstehenden Emissionen, die die Kontrolle des Deponiekörpers und der deponietechnischen Einrichtungen sowie alle dafür notwendigen Wartungs- und Instandhaltungsarbeiten umfasst. In Österreich befinden sich derzeit an die 100 Deponien (vorwiegend Baurestmassen- und „Hausmülldeponien“) in der durch die Deponieverordnung geregelten Nachsorgephase. Diese Deponien können aus der Nachsorge entlassen werden, wenn aus der Sicht der zuständigen Behörde keine Gefährdung für Mensch und Umwelt mehr zu erwarten ist.

Die Dauer der Nachsorge ist sowohl für Deponiebetreiber als auch für die zuständige Behörde von zentraler Bedeutung, da entsprechende Rück- bzw. Sicherstellungen notwendig sind um die Nachsorge am Standort durchzuführen. Als Grundlage zur Berechnung der finanziellen Sicherstellung für die Nachsorge werden in der österreichischen Deponieverordnung (DVO 2008) für Baurestmassen-, Reststoff- und Massenabfalldeponien jeweils Mindestzeiträume von 30 Jahren und für Deponien auf denen biologisch abbaubare Abfälle (v.a. Hausmüll) abgelagert wurden 40 Jahre festgelegt. Diese Zeiträume entsprechen jedoch nicht der faktischen Nachsorgedauer, welche sich nach der Erforderlichkeit von Nachsorgemaßnahmen vor dem Hintergrund möglicher Umweltgefährdungen am Standort richtet. Vor diesem Hintergrund wurde eine konsistente Methode zur Beurteilung der Umweltverträglichkeit von geschlossenen Deponien und zur Ableitung von Nachsorgeentlassungskriterien entwickelt (vgl. Laner et al. 2011a). Die Anwendung dieser Bewertungsmethode wird in der Folge für drei ehemalige Hausmülldeponien in Österreich illustriert. Die ermittelten Nachsorgeentlassungskriterien stellen eine Basis zum Vergleich unterschiedlicher Nachsorgekonzepte in Bezug auf die Erreichung eines bestimmten Deponiezustandes am Ende der Nachsorge dar und ermöglichen somit die Berücksichtigung der Standortbedingungen bei der Gestaltung der Deponienachsorge.

## 2 MATERIAL UND METHODEN

### 2.1 Methode zur Ermittlung von Nachsorgeentlassungskriterien

Die Ableitung standortspezifischer Entlassungskriterien für eine geschlossene Deponie beruht auf der Charakterisierung des zukünftigen Emissionsverhaltens der abgelagerten Abfälle, dem dauerhaften Funktionsniveau der technischen Barrieren, dem Migrationsverhalten freigesetzter Schadstoffe in der Deponieumgebung und der Empfindlichkeit und Bedeutung betroffener Schutzgüter. Diese Aspekte werden durch Modelle abgebildet, welche zur Bestimmung der quantitativen Entlassungskriterien aus der Deponienachsorge miteinander verknüpft werden. Abgesehen von den ermittelten gas- und sickerwasserseitigen Entlassungskriterien, ergeben sich aufgrund der zugrundeliegenden Langzeitemissionsszenarien weitere Kriterien (z.B. geotechnische Langzeitstabilität oder ungestörter Deponiekörper), die für eine Entlassung aus der Nachsorge gewährleistet sein müssen. An die Bewertung schließt eine Monitoringphase an, um die Annahmen und Modelle (Emissionsmodelle für Deponiegas und Sickerwasser, Funktionsniveaus der technischen Barrieren) zu bestätigen bzw. um die Bewertungsmodelle an die Beobachtungen anzupassen und die Zuverlässigkeit der Bewertungsergebnisse damit zu verbessern. Demgemäß stellt die Ableitung von Nachsorgeentlassungskriterien einen iterativen Prozess dar, der kontinuierlich in Bezug auf die Beobachtungen am Standort zu prüfen bzw. anzupassen ist. Eine detaillierte Beschreibung der Bewertungsmethode und der Vorgehensweise zur Ableitung von Entlassungskriterien aus der Deponienachsorge findet sich in Laner et al. (2011a).

### 2.2 Untersuchte Hausmülldeponien

Die Anwendung der Methode wird anhand von drei geschlossenen Hausmülldeponien illustriert. Die Vielzahl geschlossener Hausmülldeponien und deren vergleichsweise hohe und langfristige Umweltrelevanz (vgl. Kjeldsen et al. 2002) machen eine Bewertung der dauerhaften Umweltverträglichkeit und die Entwicklung optimierter Nachsorgestrategien besonders für diese Deponien notwendig. Für die Fallstudien werden Deponie A mit ca. 1,3 Millionen Tonnen, Deponie B mit ca. 500.000 Tonnen und Deponie C mit knapp 100.000 Tonnen abgelagerter Abfälle ausgewählt. Einen schematischen Überblick zur Hydrogeologie der drei Standorte und zu den untersuchten Orten der Beurteilung (OdB) im Untergrund vermittelt Abb. 1.

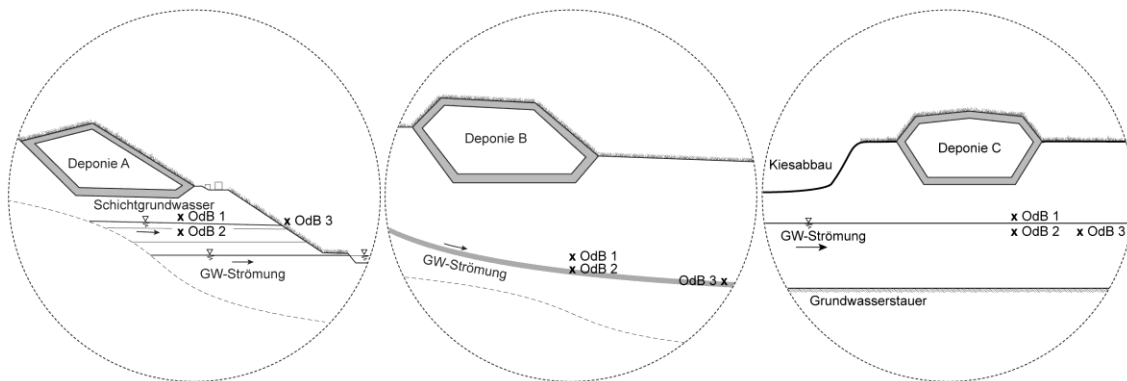


Abb. 1: Schema der Untergrundsituation an den drei untersuchten Deponiestandorten mit den jeweiligen Orten der Beurteilung (nicht maßstabsgetreu!)

#### 2.2.1 Deponie A

Deponie A wurde von 1991 bis 2007 mit 1,3 Millionen Tonnen Abfall, vorwiegend Haus- und Gewerbemüll, mit einer mittleren Schütthöhe von 26 m an einem Hang verfüllt. Der mittlere Jahresniederschlag am Standort beträgt ca. 1.200 mm, wobei der Infiltrationsanteil in den Untergrund am Standort im Mittel bei 500 mm/a liegt. Das Sickerwasser der Deponie weist eine hohe organische Belastung auf (chemischer Sauerstoffbedarf (CSB) > 11.000 mg/Liter), die Ammoniumstickstoffkonzentrationen liegen bei 2.400 mg/Liter und auch die Salzbelastung des Sickerwassers ist vier Jahre nach Deponieschließung noch hoch (Cl > 3.500 mg/Liter). Die er-

fasste Deponiegasmenge (ca. 45 Vol.-% CH<sub>4</sub>) liegt aktuell bei ca. 1,7 m<sup>3</sup> Deponiegas pro Tonne Abfall und Jahr.

Die Deponie ist an der Basis mit einem Kombinationsdichtungssystem ausgestattet (0,6 m mineralische Dichtschicht + Kunststoffdichtungsbahn (KDB)) und an der Oberfläche temporär abgedeckt (in den letzten Jahren fielen rund 35 % des Jahresniederschlages als Sickerwasser an). Als Endabdichtung ist ein Kombinationsdichtungssystem geplant, das nach Abklingen des biologischen Abbaus im Abfallkörper aufgebracht werden soll. Der natürliche Untergrund am Standort besteht aus einer ca. 40 m mächtigen Schicht aus Sand-, Kies- und Schluffwechsellagen, die über einer ca. 20 m mächtigen Tonschicht liegen. Die Tonschicht isoliert die Deponie gegenüber einem ergiebigeren Grundwasserkörper im Tal, wodurch sich ein potentieller Sickerwasseraustritt aus der Deponie in den Quellaustritten (Schichtgrundwasser) am Hang bemerkbar machen würde (vgl. Abb. 1).

### 2.2.2 Deponie B

Deponie B wurde von 1984 bis 2002 mit ca. 500.000 Tonnen Haus- und Sperrmüll sowie hausmüllähnlichen Gewerbeabfällen befüllt. Die mittlere Schütthöhe der Haldendeponie beträgt ca. 11 m. Der mittlere Jahresniederschlag am Standort liegt bei 740 mm/a mit einer lokalen Grundwasserneubildungsrate von ca. 15 % des Jahresniederschlages (ca. 110 mm/a). Die Sickerwasserbelastung mit CSB, NH<sub>4</sub>-N und Cl liegt im Mittel bei 2.600 mg O<sub>2</sub>-Bedarf/Liter, 1.000 mg NH<sub>4</sub>-N/Liter bzw. 2.000 mg Cl/Liter, wobei die Konzentrationen seit der Deponieschließung relativ stabil um diese mittleren Werte schwanken. Deponiegas wird zwar gesammelt und in einer Fackel behandelt, verlässliche Angaben zur Deponiegassammelmenge sind allerdings nicht verfügbar.

Die Deponiebasis ist z.T. als Kombinationsdichtungssystem und z.T. als Monodichtungssystem (mineralische Dichtung oder KDB an den Böschungen) ausgeführt. Um eine konservative Beurteilung zu gewährleisten wird für die gesamte Deponie eine mineralische Monodichtung an der Basis angenommen. An der Oberfläche ist die Deponie ebenfalls mit unterschiedlichen Systemen (von Kombinationsabdichtungen bis zu Kompostabdeckungen zur Methanoxidation) ausgestattet. Diese temporäre Abdeckung bewirkt im Mittel einen Sickerwasseranteil am Jahresniederschlag von ca. 11 %. Eine endgültige Oberflächenabdichtung, die den Sickerwasseranteil am Jahresniederschlag auf unter 5 % reduziert ist spätestens in zehn Jahren vorgesehen. Der Deponieuntergrund ist gering durchlässig und besteht aus einer Wechsellagerung von schluffigem Feinsand und tonigem Schluff mit einer Mächtigkeit von mindestens 7 m. Darunter liegt eine Schlierschicht, an deren Oberfläche eine wasserführende Schicht verläuft. Dieser wasserführende Horizont stellt das lokale Grundwasser dar, welches wenig ergiebig ist (Mächtigkeit ca. 0,25 m) und im Bereich der Deponie keinen zusammenhängenden Grundwasserkörper formt (vgl. Abb. 1).

### 2.2.3 Deponie C

Deponie C wurde in den Jahren 1987 und 1988 mit knapp 100.000 Tonnen Haus- und Sperrmüll in einer ehemaligen Kiesgrube verfüllt. Die Deponie wurde in drei Abschnitten mit einer mittleren Schütthöhe von 12 m errichtet. Der mittlere Jahresniederschlag am Standort beträgt 630 mm mit einer mittleren Grundwasserneubildungsrate am Standort von 15 % des Jahresniederschlages. Die Belastung des Sickerwassers nahm bis 20 Jahre nach Ablagerungsende stetig ab und lag vor Aufbringung der Endabdichtung für den CSB bei 500 mg/Liter, für NH<sub>4</sub>-N bei ca. 300 mg/Liter und für Cl bei ca. 500 mg/Liter. Durch die Aufbringung der Oberflächenabdeckung im Jahr 2009 kam es jedoch zu einem Anstieg der Sickerwasserkonzentrationen um 50 – 100 % für CSB, NH<sub>4</sub>-N und Cl (verursacht einerseits durch die Umlagerung von Abfällen zur Profilierung der Oberfläche und andererseits durch Konzentrationseffekte aufgrund der drastischen Reduktion des Wassereintrages, vgl. Laner et al. (2011b)). Nach der Abdichtung lagen die Sickerwasserkonzentrationen relativ konstant in diesem Bereich. In Bezug auf Deponiegas sind am Standort kaum zuverlässige Daten vorhanden (von 1992 – 2009 erfolgte keine aktive Deponieentgasung).

Die Deponie ist an der Basis mit einer mineralischen Dichtschicht und einer Kunststoffdichtungsbahn versehen und an der Deponieoberfläche seit 2009 mit einem Kombinationsdichtungssystem (KDB + mineralische Dichtschicht) abgedichtet. Die jährlichen Sickerwassermengen nehmen seitdem stetig ab und lagen 2011 bei weniger als 1 % des Jahresniederschlages.

Unterhalb der Deponie befindet sich eine sandige, leicht schluffige Kiesschicht mit relativ hoher Durchlässigkeit. Der lokale Grundwasserspiegel liegt mindestens 4 m unterhalb der Deponiesohle. Das Grundwasser weist eine Mächtigkeit von mindestens 15 m auf und wird nach unten durch lehmige Konglomerate begrenzt.

### 3 ERMITTELTE ENTLASSUNGSKRITERIEN UND NACHSORGEDAUERN

In der Folge wird ausschließlich auf die Ableitung der Entlassungskriterien für das Sickerwasser eingegangen, da sich diese für die Dauer der Nachsorge an allen Standorten als maßgebend erweisen.

Basierend auf den vorhandenen Daten, werden für die Sickerwasseremissionsmodelle der drei Deponien CSB, NH<sub>4</sub>-N und Cl als maßgebliche Parameter identifiziert (für Deponie C werden nur NH<sub>4</sub>-N und Cl betrachtet). Die Emissionsmodelle werden im Rahmen von fünf Szenarien verwendet um Prognosen zur Beschaffenheit des Sickerwassers über die Zeit zu erstellen (vgl. Tab. 1). Die Szenarien illustrieren den Effekt unterschiedlicher Langzeitfunktionsniveaus der technischen Barrieren und ermöglichen somit eine Beurteilung der damit verbundenen potentiellen Umweltbeeinflussungen (primär in Bezug auf das Grundwasser) durch die Deponie. Für jedes Szenario werden die maximalen Konzentrationen an den verschiedenen Orten der Beurteilung ermittelt und auf diese Weise Abminderungsfaktoren für die Schadstoffkonzentrationen entlang des Transportpfades im Untergrund bestimmt. Die Orte der Beurteilung werden für alle Standorte einheitlich festgelegt (siehe Abb. 1). OdB 1 befindet sich in der ungesättigten Zone unter der grundwasserabstromigen Deponiekante direkt oberhalb des Grundwasserspiegels. OdB 2 liegt in der Einmischzone des Sickerwassers in das Grundwasser und OdB 3 liegt entweder 100 m stromab in der Grundwasserfahne (Deponie B und C) oder an der Austrittsstelle des Schichtgrundwassers am Hang (Deponie A), welche sich ca. 300 m stromab der Deponie A befindet. Die Modellierung des Schadstofftransportes in der ungesättigten Zone erfolgt anhand des numerischen Modells Hydrus-1D (Šimůnek et al. 1998), wobei konservative Annahmen zum Rückhalt von Schadstoffen im Untergrund (Sorptionskoeffizienten) getroffen werden und auch ein möglicher Abbau bzw. eine Umwandlung von Schadstoffe im Modell nicht berücksichtigt wird. Der Schadstofftransport im Grundwasser wird basierend auf den Frachten anhand eines Massenbilanzansatzes abgebildet. Abgesehen von Verdünnungseffekten werden keine konzentrationsmindernden Prozesse im Grundwasser berücksichtigt.

Tab. 1: Bedingungen und Annahmen im Rahmen der untersuchten Langzeitemissionsszenarien.

Szenario	Abfallkörper	Barriere (oben)	Barriere (unten)	Sickerwasser (Dränage)	Nachnutzung	Monitoring
Szenario A	ungestört	optimal	optimal	freie Dränage	Abdeckung unbeschädigt	Umgebung + Emissionen
Szenario A*	ungestört	optimal	ineffektiv	unwesentlich	Abdeckung unbeschädigt	v.a. Umgebung
Szenario B	ungestört	graduelle Abnahme	graduelle Abnahme	freie Dränage	Abdeckung unbeschädigt	Umgebung + Emissionen
Szenario B*	ungestört	graduelle Abnahme	ineffektiv	unwesentlich	Abdeckung unbeschädigt	v.a. Umgebung
Szenario C	ungestört	ineffektiv	ineffektiv	unwesentlich	kein Eindringen	Umgebung

In Tab. 2 sind die Entlassungskriterien für das Deponiesickerwasser der drei Deponien dargestellt. Den ermittelten Kriterien liegt das Szenario B\* (langsame Abnahme der Funktion der Endabdichtung und ineffektive Basisdichtung, wobei die mineralische Dichtschicht in der Transportmodellierung als Bodenschicht berücksichtigt wird) zu Grunde sowie die Festlegung, dass die angeführten Konzentrationen am Ort der Beurteilung drei (100 m abstromig in der Grundwasserfahne bzw. beim Austritt an der Hangquelle) eingehalten werden müssen. Die angewendeten Qualitätskriterien entsprechen im Wesentlichen den Trinkwassergrenzwerten (TWV 2001), wobei für Deponie A der CSB doppelt so hoch gewählt wird, da bereits im Grundwasserzustrom ein CSB von 5 mg/Liter vorliegt. Außerdem wird davon ausgegangen, dass Ammonium zu Nitrat umgesetzt wird, wenn es als Hangwasser oberflächlich austritt und

es wird eine 100%ige Erhöhung des Nitrates im Schichtgrundwasser als tolerabel angesetzt (der Grundwasserzustrom beinhaltet bereits 10 mg NO<sub>3</sub>/Liter).

Tab. 2: Nachsorgeentlassungskriterien für das Deponiesickerwasser unter der Annahme von Szenario B\* und bei Einhaltung der Qualitätskriterien am OdB 3 an den drei Deponien.

Standort	Deponie A	Deponie B	Deponie C
Qualitätskriterien am OdB 3			
Cl [mg/ Liter]	200	200	200
NH <sub>4</sub> /NO <sub>3</sub> [mg/Liter]	NO <sub>3</sub> : 20	NH <sub>4</sub> : 0,5	NH <sub>4</sub> : 0,5
CSB [mg O <sub>2</sub> -Bedarf/Liter]	10	5	(nicht betrachtet)
Entlassungskriterien			
Cl [mg/Liter]	10700	2280	18000
NH <sub>4</sub> -N [mg/Liter]	217	6	75
CSB [mg O <sub>2</sub> -Bedarf/Liter]	597	44	(nicht betrachtet)

Chlorid erweist sich an keinem der Standorte als problematisch, da die aktuellen Konzentrationen im Sickerwasser bereits unter dem jeweiligen Entlassungskriterium für Chlorid liegen. Die tolerierbaren Konzentrationen an Ammoniumstickstoff liegen hingegen bei allen Standorten deutlich unter den aktuellen Werten im Deponiesickerwasser. So verhält es sich auch für den chemischen Sauerstoffbedarf, dessen aktuelle Konzentrationen in den Sickerwässern weit über den Entlassungskriterien liegen. Zusätzlich zu den sickerwasserseitigen Entlassungskriterien sind auch die Randbedingungen des zugrundeliegenden Langzeitemissionsszenarios als notwendige Entlassungskriterien anzusehen (für Szenario B\* wäre dies z.B. die Sicherstellung einer allmählichen (und keiner plötzlichen) Funktionsabnahme der Endabdichtung durch visuelle Inspektion bzw. eine entsprechende Nachnutzung). Auf diese Weise kann ein gewünschter Entwicklungspfad der Deponie abgebildet und die langfristige Umweltverträglichkeit beurteilt werden. Die Bewertung stellt in transparenter Weise dar, welche Emissionen in Zusammenhang mit einem bestimmten Endzustand bzw. Restbetriebsaufwand als umweltverträglich angesehen werden können. Abschließend ist zu betonen, dass die Festlegung des akzeptierten Langzeitemissionsszenarios, des maßgebenden Ortes der Beurteilung sowie der anzuwendenden Qualitätskriterien in dieser Arbeit exemplarisch erfolgt ist - in der praktischen Anwendung sind diese Festlegungen notwendigerweise basierend auf dem Diskurs mit den zuständigen Behörden zu treffen.

Da es an allen Standorten am längsten dauert das Entlassungskriterium für Ammoniumstickstoff im Deponiesickerwasser zu erfüllen, werden in Tab. 3 die entsprechenden Nachsorgedauern bis zur Erreichung des NH<sub>4</sub>-N-Kriteriums dargestellt. Zur Abschätzung der Dauer werden zwei sickerwasserseitige Nachsorgestrategien (exemplarisch) betrachtet. Einerseits, eine temporäre Abdeckung (mit dementsprechender Wasserinfiltration am Standort) bis das Ammoniumkriterium erreicht wird und die nachfolgende Aufbringung einer Endabdichtung. Andererseits eine sofortige Endabdichtung der Deponie mit einem Sickerwasseranteil am Jahresniederschlag von 5 % bis das Ammoniumkriterium erfüllt ist und eine nachfolgende Sanierung der bestehenden Endabdichtung.

Tab. 3: Abgeschätzte Nachsorgedauern für die Deponien basierend auf zwei unterschiedlichen Nachsorgestrategien.

Standort	Deponie A	Deponie B	Deponie C
Nachsorgedauer (in Jahren ab 2012)			
Temporäre Abdeckung (bis NH <sub>4</sub> -N-Kriterium erreicht, danach Endabdichtung)	50 a	250 a	30 a <sup>1</sup>
Sofortige Endabdichtung (5 % Sickerwasseranteil am Niederschlag bis NH <sub>4</sub> -N-Kriterium erreicht)	300 a	560 a	160 a

<sup>1</sup> rein hypothetisch, da Deponie C bereits endabgedeckt wurde.

Wie aus Tab. 3 ersichtlich ist, ergeben sich für Deponie A, je nach Szenario, Nachsorgedauern von 50 – 300 Jahren. Die kürzere Nachsorge bei einer temporären Abdeckung wäre mit hö-



heren laufenden Kosten verbunden, da über einen Zeitraum von 50 Jahren weiter mit einer Sickerwasserbildung von 420 mm/a pro Jahr zu rechnen ist. Für Deponie B liegen die ermittelten Nachsorgedauern bei 250 bzw. 560 Jahren. Die generell langen Nachsorgezeiträume für Deponie B begründen sich einerseits mit der geringen Wasserinfiltration am Standort und dadurch relativ langsamen Abnahme der Schadstoffkonzentrationen im Sickerwasser und andererseits mit dem geringen Verdünnungspotential des lokalen Schichtgrundwassers und die geringe zulässige Beeinflussung des Grundwassers aufgrund der einzuhaltenden Trinkwassergrenzwerte am OdB 3. Die Dauer der Nachsorge für die Deponie C wird mit 160 Jahren abgeschätzt, da hier bereits eine endgültige Abdeckung aufgebracht wurde und somit die temporäre Abdeckung keine praktikable Alternative mehr darstellt.

#### 4 SCHLUSSFOLGERUNGEN UND AUSBLICK

Die Fallstudien haben gezeigt, dass standortspezifische Faktoren bei der Beurteilung der Umweltgefährdung von Deponien maßgeblich sind und für die Abschätzung der erforderlichen Nachsorgedauer eine zentrale Rolle spielen. Außerdem wurde deutlich, dass gezielte Maßnahmen bzw. auch die zeitliche Verschiebung von behördlich geforderten Maßnahmen (z.B. spätere Aufbringung einer endgültigen Oberflächenabdeckung) einen wesentlichen Einfluss auf die Nachsorgedauer haben. Demgemäß ergaben sich für die untersuchten Deponien Nachsorgezeiträume im Bereich einiger Jahrhunderte, wenn das Emissionspotential durch die Minimierung des Wasser- und Stoffaustausches mit der Umgebung weitgehend konserviert wird. Wird dagegen eine stärkere Durchströmung des Deponiekörpers mit Wasser über längere Zeit zugelassen, so liegen die entsprechenden Nachsorgezeiträume im Bereich einiger Jahrzehnte, allerdings mit intensiveren Maßnahmen (z.B. Sickerwassersammlung und -behandlung) und dementsprechend höheren Kosten.

Abgesehen von der Bewertung des Effektes unterschiedlicher Maßnahmen in Bezug auf die Dauer bis zur Erreichung der ermittelten Nachsorgeentlassungskriterien, kommt der Entwicklung optimierter Monitoringkonzepte in Anbetracht der zu erwartenden Nachsorgezeiträume große Bedeutung im Rahmen der Nachsorge zu. Einerseits wird dadurch die Beobachtung des Deponieverhaltens anhand weniger aber aussagekräftiger Parameter (in Zusammenhang mit den ermittelten Entlassungskriterien) ermöglicht, wodurch es zu Kosteneinsparungen während der Nachsorge kommt. Andererseits bilden zuverlässige Beobachtungszeitreihen eine wesentliche Basis, um die dauerhafte Umweltverträglichkeit der geschlossenen Deponie gegenüber der zuständigen Behörde nachzuweisen.

In Zukunft sollten weitere Fallstudien unter Einbindung der zuständigen Behörden folgen, um über zugrundeliegende Annahmen zu diskutieren und letztlich einen einheitlichen und nachvollziehbaren Bewertungsrahmen für die Entlassung aus der Deponienachsorge zu erarbeiten.

#### LITERATUR

- DVO (2008) Deponieverordnung. Erschienen in BGBl. II Nr. 39/2008.
- Kjeldsen, P., Barlaz, M.A., Rooker, A.P., Baun A., Ledin A. & Christensen, T.H. (2002) Present and Long-Term Composition of MSW Landfill Leachate: A Review. In: *Environmental Science and Technology* 32(4), 297-336.
- Laner, D., Fellner, J. & Brunner, P. H. (2011a) *Standortbezogene Kriterien zur Beurteilung der Umweltverträglichkeit von Deponieemissionen unter dem Aspekt der Nachsorgedauer (Projekt SKUDENA)*. Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft, Technische Universität Wien, Wien.
- Laner, D., Fellner, J. & Brunner, P.H. (2011b) Future landfill emissions and the effect of final cover installation – A case study. In: *Waste Management* 31(7), 1522-1531.
- Šimůnek, J., Huang, K. & van Genuchten, M.T. (1998) *The HYDRUS code for simulating the one-dimensional movement of water, heat, and multiple solutes in variably saturated media*. Riverside, U.S. Salinity Laboratory.
- TWV (2001) Verordnung über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch (Trinkwasserverordnung. Erschienen in BGBl. II Nr. 304: 18.

# Umwelttechnische Voraussetzungen für Baulandwidmung von Altablagerungen

E. Huter

*NÖ Umweltschutzbehörde, St. Pölten, Österreich*

**KURZFASSUNG:** Das Niederösterreichische Raumordnungsgesetz erfordert bei Umwidmung von Grünland in Bauland (Wohnen, Industrie, Gewerbe, Sondernutzung) die Prüfung, ob Gefahrenmomente aus begründeten Verdachtsflächen und Altlasten vorliegen, die dieser höherwertigen Nutzung entgegenstehen. Dafür sind basierend auf den erfolgten Erstabschätzungen nach dem NÖ Leitfadens Gutachten für die Raumordnungsbehörde zu erstellen. Im Zuge dieser Arbeit wurden insgesamt die Untersuchungsergebnisse von 40 Altablagerungen statistisch ausgewertet. Es konnte ein Parameter gefunden werden, der mit relativ großer Sicherheit die Gefährlichkeit einzuschätzen vermag. Ausschlaggebend für diesen Parameter sind der auf die offene Fläche gefallene Niederschlag und die mittlere Tiefe der Ablagerungen. Bei Einhaltung eines definierten Grenzwertes kann somit die Fläche für eine Umwidmung freigegeben werden. Dieser Parameter gilt jedoch nur für Flächen mit weniger als 50.000 m<sup>3</sup> Ablagerungsvolumen und ohne Verdacht auf gefährliche und toxisch wirkende Abfälle.

## 1 EINLEITUNG

Im Rahmen der Umwidmung von Grünland in Bauland (Wohnen, Industrie, Gewerbe, Sondernutzung) sieht das Niederösterreichische Raumordnungsgesetz (Landesgesetzblatt 2007) eine zwingende Prüfung vor, ob Gefahren durch begründete Verdachtsflächen und Altlasten vorliegen und diese einer höherwertigen Nutzung entgegenstehen. Dafür sind basierend auf den erfolgten Erstabschätzungen nach dem NÖ Leitfaden (Amt der NÖ Landesregierung, 1998) Gutachten für die Raumordnungsbehörde zu erstellen. Raumordnung ist in Österreich Kompetenz der Länder. Daher kommt es zu verschiedenen rechtlichen Ausprägungen. Als Grundlage für das erforderliche Gutachten sind oft Untersuchungen durchzuführen, die hohe Kosten und längere Zeiträume verursachen.

## 2 AKTUELLE VORGANGSWEISE IN NIEDERÖSTERREICH UND OBERÖSTERREICH

Die Raumordnungsabteilung bzw. die Abteilung Bau- und Raumordnungsrecht des Amtes der NÖ Landesregierung hat einen digitalen Zugang zum Wasserdatenverbund des Landes NÖ. In dieser elektronischen Datenbank sind alle Verdachtsflächen (VFNO) mit Grunddaten gespeichert. Es ist vorgesehen, dass die Planer, die Raumordnungskonzepte für Gemeinden erstellen einen befristeten Zugang bekommen sollen. Sollten Verdachtsflächen einer höherwertigen Nutzung durch Umwidmung zugeführt werden, so erfolgt eine Rückmeldung und Durchsicht durch die Abteilung Wasserwirtschaft, Referat Altlasten, hinsichtlich möglicher Gefährdungen. Es wird eher davon abgeraten derartige Flächen einer Wohnbebauung zuzuführen. Sollte eine Umsetzung trotzdem realisiert werden, so sind Untersuchungen erforderlich, um ein abschließendes Gutachten erstellen zu können. Im Bauverfahren werden teilweise die Sachverständigen des Amtes der Landesregierung und teilweise Privatsachverständige von den Gemeinden herangezogen.

In Niederösterreich erfolgt die Ersteinschätzung des Gefährdungspotentials für die Schutzgüter Grundwasser, Oberflächengewässer, Luft und Boden von Altablagerungen (alten Deponien) auf Grundlage des Leitfadens Verdachtsflächen des Amtes der NÖ Landesregierung, Abteilung Wasserwirtschaft. Dieser wurde im Jahr 1997 erarbeitet und 1998 (Amt der NÖ Landesregierung 1998) für verbindlich erklärt.

Zur Überprüfung der Annahmen des Leitfadens wurde ein Forschungsvorhaben durchgeführt, das auch die Grundlagen erarbeiten sollte, um bei der Erkundung von Verdachtsflächen mit den im allgemeinen begrenzt zur Verfügung stehenden finanziellen Mitteln die Altablagerungen mit dem größten Gefährdungspotential schnell und zielsicher herausfiltern zu können und unbedenkliche Standorte für eine Folgenutzung freizugeben.

Im Rahmen des Forschungsvorhabens „EVAPASSOLD“ wurden in den Bundesländern Oberösterreich und Niederösterreich insgesamt 25 Flächen exemplarisch umfangreich nach gleichen Vorgaben untersucht. Darauf aufbauend erfolgte ein vereinfachter Praxistest an weiteren 15 Flächen im Bundesland Oberösterreich. In Oberösterreich wird das entwickelte Gefährdungsschema seit 2010 zur Einstufung der Altablagerungen angewandt. Als Grundlage für die Raumordnung dient das entwickelte Schema jedoch nicht.

Von den Projektpartnern wurde folgende zukünftige Vorgangsweise für eine Erstabschätzung vorgeschlagen:

- Durchsicht vorhandener Akten (Hinweise zu geologisch/hydrogeologischen Standortbedingungen, abgelagerten Abfällen und Abdeckung),
- Besichtigung der Altablagerung (Befragung von Beteiligten, händische Beschürfung der Oberflächenabdeckung nach Pürckhauer oder mit Spaten),
- Erhebung der standortbezogenen Klimadaten (Niederschlag, Temperatur),
- Ermittlung des Wasserhaushalts und des Wasser-/Feststoffverhältnisses (W/F) und
- Schutzgutbewertung und Erstbewertung des maßgeblichen Risikos (R).

Es ist nach den Einschätzungen der Fachbereichsautoren durchwegs schwierig den Reaktivitätsstatus einer Altablagerung ohne Vorliegen von Analysendaten abzuschätzen. In der Phase III des Projektes wurde diese Vorgangsweise einer Überprüfung an weiteren 20 Standorten unterzogen. Hierbei hat sich jedoch gezeigt, dass vor allem die Ansprache der Oberflächenabdeckung nach Pürckhauer als sehr problematisch einzustufen ist. Dieser Faktor hat jedoch wesentlichen Einfluss auf die Zuordnung zu den Ablagerungstypen geschlossen – gemischt – offen.

Je nach Ergebnis dieser Erstbewertung und Einteilung zu einen der drei Ablagerungstypen ergeben sich die erforderlichen weiteren Schritte für Untersuchungen.

Den Ergebnissen des Projektes folgend ist nach den Ausführungen von Müller (2006) eine stark vereinfachte und abgestufte Umsetzung der Untersuchungen für das Umweltbundesamt Österreich, Fachbereich Altlasten, vorgesehen. Bei kommunalen Altablagerungen und der hohen Unsicherheit in welchem Ausmaß tatsächlich Hausmüll zur Ablagerung gelangt ist, wird von Müller meist als zweckmäßig vorgeschlagen, eine stichprobenartige Untersuchung der Oberflächenabdeckung sowie des Schadstoff- und Reaktionspotentials des Deponiekörpers (z. B. Deponiegasuntersuchung, Schürfe mit „schichtspezifischer“ Beprobung der Abfälle und analytische Bestimmung von wenigen Leitparametern, z. B. Leitfähigkeit und Ammonium im Eluat) durchzuführen. Die Ergebnisse dieser Untersuchungen sollten im Allgemeinen ausreichen eine verbesserte Erstabschätzung allfälliger Gefährdungen der Umwelt als auch eine Bewertung der Möglichkeiten der Nachnutzung zu ermöglichen.

### 3 UMWELTECHNISCHE VORGABEN FÜR DIE BAULANDNUTZUNG

Im Rahmen der Dissertation des Autors am Institut für Nachhaltige Abfallwirtschaft und Entsorgungstechnik der Montanuniversität Leoben, Österreich, wurden die Datensätze dieser 40 Altablagerungen mit 124 Datensätzen als Grundlage für vergleichende Betrachtungen und Auswertungen herangezogen, um vereinfachende und kostengünstige Methoden zu erkennen und/oder Faktoren für eine sichere Ersteinschätzung zu erarbeiten.

Es wurden die Datenmenge der Untersuchungen des Projektes „EVAPASSOLD“ mit jenen des Praxistests statistisch verglichen. Unter Heranziehung der Niederschlagssumme während der Betriebsphase der Altablagerung zeigt sich, nach statistischer Auswertung bei den Parametern

O<sub>2</sub> max, O<sub>2</sub> min, CO<sub>2</sub> max und CO<sub>2</sub> min, ein signifikanter Zusammenhang.  
Nitrat, Nitrit, AOX und TOC ein höchst signifikanter Zusammenhang.

Weiters wurde statistisch untersucht, ob die Einschränkung der Aussagen aus dem Projekt „EVAPASSOLD“ nur für Ablagerungen < 50.000 m<sup>3</sup> Gültigkeit zu haben auch für die erweiterte Datenmenge gilt. Zusammenfassend kann die Aussage getroffen werden, dass die Mittelwerte und Standardabweichungen, der für Hausmüll typischen Parameter von Altdeponien < 50.000 m<sup>3</sup>, sich deutlich von größeren Altdeponien unterscheiden.

Alle Datensätze wurden folgend einer deskriptiven Statistik und Clusteranalysen unterzogen. Hinsichtlich einer gefahrlosen Bebauung werden die Bodenluftparameter als sensibelste Gruppe der Untersuchungsergebnisse (Feststoff, Eluat, Bodenluft) eingestuft, die einer weiteren vertieften Untersuchung unterzogen wurden. Der im Rahmen des Projektes „EVAPASSOLD“ vorgeschlagene Parameter CH<sub>4</sub>/CO<sub>2</sub> in einer Messstelle zur Abklärung von „hot spots“ wird als sinnvoll erachtet. Auch bei kleinen Altablagerungen < 10.000 m<sup>3</sup> Ablagerungsvolumen sind die Bodenluftparameter einstufigsrelevant für Maßnahmen zur Bebaubarkeit dieser Flächen. Jedoch sind vor allem Ammonium und einige Schwermetalle (Zink, Blei, Chrom) sowie Kohlenwasserstoffe gleichermaßen einstufigsrelevant. Der Faktor W/F < 5,0 kann nicht als einstufigsrelevant klassifiziert werden.

Es kann daher aus fachlicher Sicht keine Einschränkung des Gefährdungspotentials für Altablagerungen < 10.000 m<sup>3</sup> empfohlen werden.

Nach der Betrachtung von Einzelparametern und Parametergruppen (Feststoff, Eluat und Bodenluft) wurde folgend mittels Clusteranalysen der Versuch unternommen, Parametergruppen oder Einzelparameter zu identifizieren, die sich ähnlich verhalten oder in einer relevanten Beziehung zueinander stehen, um dann entsprechende Schlüsse daraus ziehen zu können.

Es werden die erfolgreichen Clusterungen für Einzelbetrachtungen weiter verfolgt. Dies sind die Parametergruppen Bodenluft ohne Sauerstoff, NB/T (Niederschläge während des offenen Betriebes in Relation zur mittleren Ablagerungstiefe) und die Eluatparameter Leitfähigkeit (Lf), pH-Wert, Nitrat, Nitrit, Ammonium, Chlorid, Sulfat, AOX sowie TOC.

Aufgrund der durchgeführten Auswertungen bei den, für den organischen Abbau wesentlichen Parametern TOC, Ammonium und den Bodenluftparametern konnte ein Parameter definiert werden, der eine Bebauung mit geringem Gefahrenpotential ermöglicht.

$$\text{NB/T (Summe Niederschlag}_{\text{Betrieb}}/\text{mittlere Tiefe Ablagerungen)} > 5,0 \quad (1)$$

Im Rahmen der Erstbewertung/Erstabschätzung von Altablagerungen in Österreich kann der im Rahmen dieser vorliegenden Arbeit ermittelte Parameter NB/T (Summe Niederschlag<sub>Betrieb</sub>/Tiefe) zur Abschätzung des aktuellen Gefährdungspotentials der Altablagerung herangezogen werden.

Ab einem Wert von > 5,0 [m/m] kann von einem geringen Gefährdungspotential ausgegangen werden. Einschränkend für die Bewertung ist, dass die Ergebnisse nach den durchgeführten statistischen Auswertungen nur bis zu einem maximalen Ablagerungsvolumen von < 50.000 m<sup>3</sup> gelten. Eine weitere Einschränkung betrifft die vorhandenen Konzentrationen an toxisch wirkenden Schwermetallen (Blei, Cadmium, Quecksilber), die im Bereich unter dem fünffachen Prüfwert der ÖNORM S 2088-1 im Eluat und Feststoff liegen müssen.

Weitere Einschränkungen für die Gültigkeit:

- Hausmüllablagerungen kleiner und mittlerer Orte,
- keine Hinweise auf toxisch wirkende Ablagerungsmaterialien, wie beispielsweise Gerberei- und Lederabfälle, Farben- und Lackabfälle, Chemikalienabfälle und Metallschlacken,

- das Alter der Ablagerungen muss jedenfalls deutlich größer als 15 Jahre sein und
- Ablagerungstiefe im Mittel < 5,0 m.

Deshalb ist im Rahmen des Aktenstudiums und bei Grabungen vor Ort besonderes Augenmerk auf toxisch wirkende Ablagerungsmaterialien zu legen.

Aufgrund der Inhomogenität der Ablagerungen wird jedoch zur Absicherung der Aussage für die definitive Ausweisung als Bauland ein kostenoptimiertes Untersuchungsprogramm vorgeschlagen.

Dieses ist bei fachlichen Bedenken oder Unsicherheiten in der Einschätzung der Faktoren durchzuführen. Folgende Vorgangsweise wird vorgeschlagen:

- Deponiegasuntersuchungen mit Vorbohrung,
- Eluat aus Mischprobe des Vorbohrungsmaterials und Analyse auf ausgewählte Parameter und
- Durchführung von Bioassays aus dem Vorbohrungsmaterial.

#### 4 SCHLUSSFOLGERUNG, ZUSAMMENFASSUNG

Durch Niederschläge während der Verfüllphase von Altablagerungen kommt es vermehrt zu Auswaschungen und schnelleren organischen Abbauvorgängen von Hausmüllablagerungen. Durch statistische Auswertung der Daten von 40 Altablagerungen in NÖ und OÖ konnte ein Parameter entwickelt werden, der eine gute Einschätzung der Gefährlichkeit dieser Altablagerung für eine höherwertigere Verbauung zulässt. Entscheidend dafür sind die Summe des Niederschlags während der Betriebsphase und die mittlere Ablagerungstiefe. Diese Aussagen gelten nur für Altablagerungen bis 50.000 m<sup>3</sup>. Es dürfen keine Hinweise auf toxisch wirkende Ablagerungsmaterialien gegeben sein. Bei Unsicherheiten in der Bewertung der Altablagerungen werden kostenoptimierte Untersuchungen vorgeschlagen.

#### LITERATUR

- Amt der NÖ Landesregierung (1998) Leitfaden Verdachtsflächen – *Landesweite Abgleichung der Prioritäten bei der Verdachtsflächenbearbeitung*. St. Pölten, Austria: amtsinternes Arbeitspapier.
- Heyer, K.-U. (2003) *Evaluierung und Erstabschätzung von Altablagerungen (EVAPASSOLD, Gesamtprojekt Endbericht*. St. Pölten, Austria: NÖ Landesakademie.
- Landesgesetzblatt Nr. 8000-23 (2007) *Niederösterreichisches Raumordnungsgesetz 1976 NÖ ROG 1976 § 15 LGBl. vom 7. September 2007*. St. Pölten, Austria: Eigenverlag.
- Müller, D. (2006) *Vorgangsweise zur Erstabschätzung und Untersuchung von Altablagerungen*. In: *Ta- gungsband Hausmülldeponien im ländlichen Raum*, St. Pölten., Austria: ÖWAV.
- NÖ Landesakademie (2005) *Evaluierung und Erstabschätzung von Altablagerungen (EVAPASSOLD), Abschlussbericht Phasen I-III, Bereich 2*. St. Pölten, Austria: Eigenverlag NÖ Landesakademie.

# „Alte Lasten – Neue Energien“: Machbarkeitsstudien zur Errichtung von Photovoltaikanlagen auf Deponien

T. Hauck

*Gesellschaft zur Altlastensanierung in Bayern mbH (GAB), München, Deutschland*

E. Haubrich

*Klinger und Partner Ingenieurbüro für Bauwesen und Umwelttechnik GmbH, Stuttgart, Deutschland*

**KURZFASSUNG:** Die Bayerische Staatsregierung hat in ihrem Konzept „Energie innovativ“ beschlossen, dass die Photovoltaik bis zum Jahr 2021 über 16 % des Stromverbrauchs in Bayern decken soll. Für die Errichtung von Photovoltaikanlagen (PVA) auf Freiflächen kommen u.a. Deponien und Altlasten in Frage. Um deren Nachnutzung durch erneuerbare Energien zu unterstützen, wurde vom Bayerischen Staatsministerium für Umwelt und Gesundheit (StMUG) das Programm „Alte Lasten – Neue Energien“ entwickelt und diverse Projekte aufgelegt, an denen die GAB maßgeblich beteiligt ist. Eines umfasste die Erstellung von Machbarkeitsvorstudien, im Zuge derer 40 gemeindeeigene Hausmülldeponien hinsichtlich ihrer Eignung als PVA-Standort betrachtet wurden. In einem zweiten Projekt wurden im Auftrag des Bayerischen Landesamtes für Umwelt (LfU) 40 bayerische Deponien (DKI/II) in der Nachsorgephase betrachtet. Hierbei standen fachliche Fragen zur Ausweisung von als PVA-Flächen geeigneten Deponiebereichen, zur Gründungstechnik, zur Befahrbarkeit und zur Freihaltung der deponietechnischen Einrichtungen sowie planungsrechtliche Fragen im Fokus. Es ging um die Möglichkeiten der Realisierbarkeit von PVA auf Deponieflächen, die als Konversionsflächen im Sinne des EEG einzustufen sind. Auf der Grundlage einer standardisierten Wirtschaftlichkeitsbetrachtung könnte eine Entscheidung für den Bau einer PVA rasch getroffen und zügig umgesetzt werden.

## 1 EINLEITUNG

Im Mai 2011 hat die Bayerische Staatsregierung die Neuausrichtung der bayerischen Energiepolitik beschlossen. Früher als geplant steigt Bayern aus der Kernenergie aus und beschleunigt den Ausbau der erneuerbaren Energien.

Im Bayerischen Energiekonzept „Energie innovativ“ sind konkrete, realisierbare Schritte und Maßnahmen für einen beschleunigten Umbau der bayerischen Energieversorgung aufgezeigt. Einen wesentlichen Beitrag soll dazu die Photovoltaik leisten, deren Anteil von 8 % in 2011 auf 16 % in 2021 verdoppelt werden soll.

Um das Ausbauziel für Photovoltaik zu erreichen, hat das Bayerische Staatsministerium für Umwelt und Gesundheit (StMUG) als einen Baustein das Programm „Alte Lasten – Neue Energien“ aufgelegt. Die Errichtung von Photovoltaikanlagen (PVA) wird hier gezielt auf Flächen wie Altlasten und Deponien gelenkt, um Synergien zu nutzen. Auf der einen Seite wird der Anteil der regenerativen Energien an der gesamten Energieerzeugung erhöht, auf der anderen Seite wird durch Flächenrecycling ein Beitrag zur Reduzierung der Flächeninanspruchnahme geleistet.

Die Gesellschaft zur Altlastensanierung in Bayern mbH (GAB) unterstützt seit dem 01. August 2012 mit dem Förderprogramm „Alte Lasten – Neue Energien“ kommunale und private Betreiber bei der Errichtung von Photovoltaikanlagen (PVA) auf Altlasten und Deponien. Durch den Zuschuss sollen die planerischen und baulichen Mehrkosten weitestgehend kompensiert und so PVA auf diesen Flächen wirtschaftlich attraktiver gestaltet werden. Die GAB wurde vom Bayerischen Staatsministerium für Umwelt und Gesundheit (StMUG) als beliehenes Unternehmen mit der Umsetzung und Abwicklung des hierfür entwickelten Förderprogramms beauftragt.

## 2 PROGRAMM „ALTE LASTEN – NEUE ENERGIEN“

Das Programm „Alte Lasten – Neue Energien“ besteht aus drei Teilbereichen:

- Standortsuche für PVA auf Altlasten und Deponien,
- Förderprogramm für den Bau von PVA auf Altlasten und Deponien und
- Informationskampagne.

Die hier gegenständliche Standortsuche bei Altlasten und Deponien gliedert sich in folgende Teilprojekte, die zeitlich gestaffelt sind:

- Standortsuche auf gemeindeeigenen Hausmülldeponien, die bereits einen Antrag für den Unterstützungsfonds „gemeindeeigene Hausmülldeponien“ gestellt haben,
- Standortsuche auf Deponien in der Nachsorge,
- Standortsuche auf Altablagerungen und Altstandorten aus dem Altlastenkataster, die sich im Eigentum einer Gemeinde befinden und
- Standortsuche auf allen restlichen Altablagerungen und Altstandorten, die sich im Altlastenkataster befinden.

Die GAB war/ist in den ersten drei Teilprojekten jeweils als Projektsteuerer tätig. Nach einer Kurzdarstellung des ersten Projektes wird im Folgenden im Wesentlichen das zweite Projekt „Machbarkeitsstudien zu Photovoltaikanlagen auf geeigneten kommunalen Deponien oder –abschnitten in der Nachsorge“ näher vorgestellt.

### 3 STANDORTSUCHE FÜR PVA AUF GEMEINDEEIGENEN HAUSMÜLLDEPONIEEN AUS DEM UNTERSTÜTZUNGSFONDS

Im ersten Projekt der Standortsuche wurden nach einer Vorauswahl 40 gemeindeeigene Hausmülldeponien, die von der GAB im Unterstützungsfonds zur Erkundung und Sanierung ehemaliger gemeindeeigener Hausmülldeponien bereits bearbeitet werden, auf ihre Eignung als PVA-Standort untersucht. Neben der Beurteilung der Flächen hinsichtlich der örtlichen Standortbedingungen und der grundsätzlichen Eignung für eine PVA wurden die vergütungsrechtliche Seite nach dem EEG und die genehmigungsrechtliche Seite abgeprüft. Ferner wurden für jeden Standort eine grobe technische Vorplanung sowie eine abschätzende Wirtschaftlichkeitsbetrachtung erstellt.

Darüber hinaus wurde auch untersucht, wie bei noch nicht sanierten Flächen mögliche Anforderungen für die Errichtung einer PVA bereits bei einer evtl. anstehenden Sanierungsuntersuchung und -planung entsprechend berücksichtigt werden können. Zusätzlich wurden in einer allgemeinen Zusammenfassung die Voraussetzungen und Hemmnisse bei der Errichtung von PVA auf Altablagerungen zusammengestellt.

Die GAB führte das Projekt im Zeitraum von Oktober 2011 bis Mai 2012 durch, die Ergebnisse werden den beteiligten Gemeinden zur Verfügung gestellt.

### 4 STANDORTSUCHE FÜR PVA AUF DEPONIEEN IN DER NACHSORGE

Das Bayerische Landesamt für Umwelt (LfU) verfügt aufgrund seiner Überwachungs-zuständigkeit über fundierte Standortkenntnisse zu abgedichteten Deponien in Bayern. Auf dieser Basis wurde eine Liste mit grundsätzlich für Photovoltaikanlagen geeignet erscheinenden Deponiestandorten zusammengestellt. Berücksichtigt wurden Deponien oder -abschnitte der Deponieklassen I oder II, die sich in der Stilllegungs- oder Nachsorgephase befinden.

Nach der Vorauswahl von 76 potenziell geeigneten Deponiestandorten durch das LfU wurden die Betreiber durch die GAB kontaktiert, um abschließend eine Auswahl von 40 auf ganz Bayern verteilte Deponiestandorte festzulegen. Das durch das LfU beauftragte Ingenieurbüro Klinger und Partner GmbH, Stuttgart (KuP) erstellte auf dieser Basis Machbarkeitsstudien zur Er-

richtung von PV-Anlagen auf hierfür identifizierten und geeigneten Flächenbereichen. Der Auftrag an KuP wurde Anfang Februar 2012 erteilt; die abgeschlossenen und geprüften Studien werden Mitte September 2012 vorgelegt.

Die Machbarkeitsstudien basieren auf folgenden Säulen:

- technische Machbarkeit,
- landschaftsplanerische Belange und
- Wirtschaftlichkeitsbetrachtung.

#### 4.1 Technische Machbarkeit und Flächenermittlung

Um ein vergleichbares und standardisiertes Bearbeitungsverfahren zu ermöglichen, wurde durch KuP eine Checkliste aufgestellt, die im Vorfeld der Ortsbegehung an die Deponieträger versandt wurde. Der Fragenkatalog umfasste im Wesentlichen folgende Kategorien:

- Allgemeine Angaben zum Träger/Betreiber der Deponie und den Eigentumsverhältnissen mit Anschrift des jeweiligen Ansprechpartners,
- Standortbeschreibung (Lage, Nutzung, Netzeinspeisepunkt, Bestandspläne insbesondere zum Aufbau des Dichtsystems, Genehmigungssachstand, Flächennutzung) und
- Information zur Oberflächengestaltung und zum Landschaftsbild (landschaftsplanerische Belange, potenzielle Störwirkungen einer PVA).

Nach Auswertung der Checklisten erfolgte die Standortbegehung zur abschließenden Klärung offener Punkte und zur Erstermittlung der für eine PVA geeigneten Deponie-Teilflächen.

Die Ermittlung der technischen Machbarkeit und die Berechnung des Stromertrags, welcher die Grundlage für die Wirtschaftlichkeitsberechnung ist, erfolgten in drei Teilschritten:

**Flächenabgrenzung und -belegung:** Im Ergebnis der Geländebegehung und Datenerhebung wurden die auf der Deponie für PVA nutzbaren Brutto-Teilflächen ermittelt und nach nutzungsabhängigen Flächenabzügen (z.B. für Freihalten von Flächen für Gasdome, Wege, Randbereiche, Verschattungsbereiche, etc.) die mit PVA-Modulen belegbaren Netto-Teilflächen berechnet.

**Anlagenleistung:** In Abhängigkeit von der Hangneigung wurde die rechnerische Belegungsdichte der Netto-Teilflächen mit Modulen und daraus resultierend die installierbare Teilflächen- und Gesamtleistung in Kilowatt peak (kWp) ermittelt.

**Stromertrag:** Anhand der standortspezifischen Globalstrahlung und der Modultischausrichtung wurde der spezifische Ertrag (kWh/kWp) und darauf aufbauend unter Heranziehung der zuvor berechneten installierbaren Leistung (kWp) schließlich der prognostizierte jährliche absolute Ertrag (MWh/a) errechnet.

Die für die 40 Deponiestandorte ermittelten Ergebnisse stellen sich in folgender Bandbreite dar (siehe Tab. 1).

Tab.1: Bandbreite der PVA-Flächenermittlung und des erzielbaren Stromertrags

40 Deponie-standorte	Ø Stärke Reku-Schicht [m]	Gesamt fläche der Deponie [ha]	Für PV geeignete					absoluter Ertrag [MWh/a]
			Brutto-fläche [ha]	Belegbare Nettofläche [ha]	PV-Modul-fläche [m <sup>2</sup> ]	installierbare Leistung [kWp]		
Min	0,50	1,60	0,23	0,16	1.057	165	132	
Max	2,00	34,77	8,93	5,89	29.737	4.632	4.116	
Mittel	1,08	7,49	2,80	1,75	9.181	1.430	1.300	



Begrenzender Faktor für eine technische Realisierung ist die Mächtigkeit der Rekultivierungsschicht, da ein Mindestabstand der Fundamenteinbindung zur Dichtungsebene einzuhalten ist. Diesbezüglich sind im Zuge einer Detailplanung detaillierte Daten (Pläne, Verifizierung z.B. durch Schürfe, etc.) zu erheben und Abstimmungen mit der Genehmigungsbehörde zu treffen. Der bundeseinheitliche Qualitätsstandard sowie landesspezifische Merkblätter zur Ausführung von PVA auf Deponien sind zu berücksichtigen.

#### 4.2 Landschaftsplanerische Belange

Die Überprüfung der Standorte im Hinblick auf Schutzgebiete, die sich im potenziellen Wirkraum einer PVA befinden, erfolgte EDV-basiert über das Bayerische Fachinformationssystem Naturschutz (FIN-Web). Die anschließende Wirkprognose nach Schutzgütern (Arten und Biotope, Boden, Oberflächen-/ Grundwasser, Klima, Landschaftsbild / Erholung, Kulturlandschaft, Mensch / menschl. Gesundheit, Wechselwirkungen) erfolgte in fünf Kategorien in der Bandbreite geringe bis hohe Beeinträchtigung.

Die naturschutzrechtliche Eingriffsregelung sieht vor, die für die PVA in Anspruch genommene Basisfläche durch eine Ausgleichsfläche zu kompensieren. Hierbei sind fallabhängig Kompensationsfaktoren von 0,1 – 0,2 oder 1,0 – 1,2 anzusetzen. Für diese zwei Fälle und jeweils für die Beeinträchtigungsgrade gering, gering-mittel, mittel, mittel-hoch, hoch wurden flächenbezogene Kosten (Euro/ha) aufgestellt für die Einzelpunkte Bebauungsplan, landschaftspflegerischer Begleitplan, artenschutzrechtliche Prüfung, Ausgleichs-/Ersatzmaßnahmen incl. Planung. Die so ermittelten standortbezogenen Kostenpunkte gingen jeweils in die Nebenkosten innerhalb der Wirtschaftlichkeitsbetrachtung ein.

#### 4.3 Wirtschaftlichkeitsbetrachtung

Die Wirtschaftlichkeitsbetrachtung zur Errichtung von PVA auf den Deponiestandorten wurde auf Grundlage des Erneuerbare Energien Gesetzes (EEG) in der am 28.06.2012 vom Bundestag beschlossenen Fassung durchgeführt. Die Einspeisevergütungen des novellierten EEG wurden so gestaltet, dass eine monatliche Vergütungsabsenkung „atmend“, d.h. abhängig vom Zubau an PV-Leistung des jeweils rollierend vergangenen Jahres definiert wurde. Als Regelabsenkung wurde 1 % pro Monat, jeweils auf den letzten Monatswert bezogen, festgelegt. Als Basis dient der am 01.04.2012 gültige Wert von 13,50 ct/kWh. Die erste Absenkung erfolgt, auch rückwirkend, zum 01.05.2012.

Es wurden mit den folgenden Parametern für drei Inbetriebnahmezeitpunkte die folgenden Szenarien berechnet:

- Inbetriebnahme Jan 2013, Jan 2014 und Jan 2015,
- jeweils Verzinsung des investierten Kapitals mit 2 % und 4 % (äquivalent zu einer entsprechenden Bankanlage des Investments mit diesen Zinssätzen),
- jeweils Annahme von 100 % Eigenfinanzierung bzw. einer staatlichen Förderung von 200 Euro/kWp installierbarer Leistung bis zu einem Höchstbetrag von 200.000 Euro und
- Einspeisevergütung nach EEG Regelvergütungsabsenkung (1 %/Monat).

In einem weiteren Szenario wurde berechnet, welche Rendite bei Zugrundelegung von angenommenen spezifischen Anlagenkosten von 1.100 Euro/kWp bei Inbetriebnahme im Januar 2013 (ohne Planungskosten) erzielt würde.

Des Weiteren gingen folgende Größen in die Wirtschaftlichkeitsberechnung ein: Leistungs-Degradation der kristallinen Module, Nebenkosten (Planung, Rodung, Zaun, Vermessung, Mittelspannungsanschluss, Pacht, Baugenehmigung), Betriebskosten, standortbezogene Solarerträge, Ausrichtung der Modultische der Teilflächen.

Die für die 40 Deponiestandorte ermittelten Ergebnisse stellen sich in folgender Bandbreite dar (siehe Tab. 2).

Tab. 2: Bandbreite der erzielbaren Rendite vor Steuern bei 100 % Eigenkapital-Finanzierung

40 Deponie-standorte	installierbare Leistung [kWp]	absoluter Ertrag [MWh/a]	Investition incl. Nebenkosten [Euro]	Eintritt des Gewinnjahres	Gewinn in 20 Jahren [Euro]	äquiv. Bankzins [%]
Min	165	132	322.000	2021	2.000	0,02
Max	4.632	4.116	5.876.000	2033	9.773.000	6,52
Mittel	1.430	1.300	1.834.025	2024	2.575.875	4,01

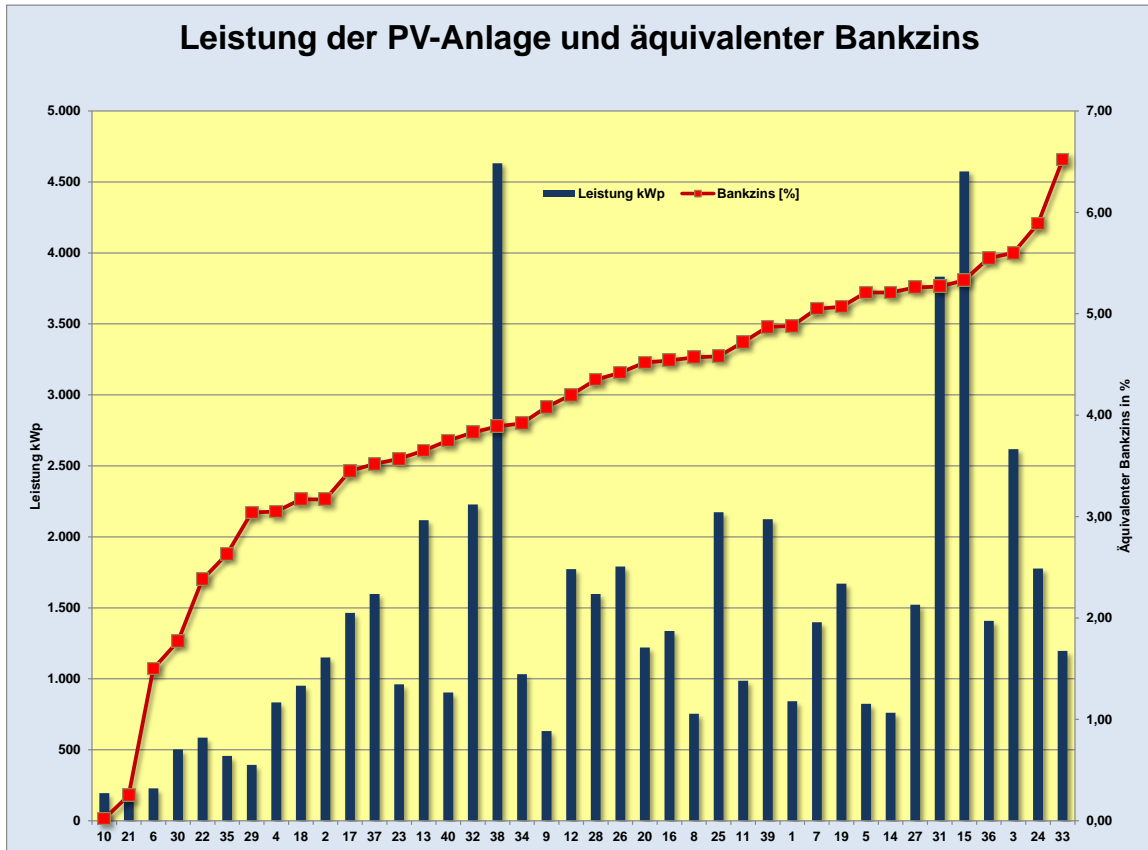


Abb. 1: Leistung der PV-Anlage und äquivalenter Bankzins

## 5 SCHLUSSFOLGERUNG, ZUSAMMENFASSUNG

Im Rahmen eines durch die Bayerische Staatsregierung finanzierten Projekts wurde auf 40 geeigneten, in der Stilllegungs- oder Nachsorgephase befindlichen Deponien in Bayern mit einem speziell entwickelten, standardisierten Berechnungsverfahren die grundsätzliche technische und wirtschaftliche Machbarkeit zur Errichtung von Photovoltaikanlagen beurteilt.

Die Höhe der Nebenkosten wird im Wesentlichen durch die Planungs- und Netzanbindungskosten sowie die landschaftspflegerischen Ausgleichsmaßnahmen beeinflusst.

Wie die Ergebnisse zeigen, hängt die Wirtschaftlichkeit nicht grundsätzlich von der Größe der Fläche oder der installierbaren Leistung am Standort ab, sondern es können auch Standorte mit kleineren ausgewiesenen Nutzflächen im Ergebnis und Vergleich des äquivalenten Bankzinses mit den größeren Flächen konkurrieren.

Bei der technischen Realisierung einer PVA spielt die Mächtigkeit der Rekultivierungsschicht und der zur Dichtungsschicht einzuhaltenen Mindestabstand der Fundamente eine ge-

wichtige Rolle, so dass bei Standorten mit geringer Abdeckstärke einer der Schwerpunkte der Planung in der Auswahl und Konstruktion einer standortbezogenen Fundamentierung liegen wird.

Ziel einer Nachnutzung mittels PVA auf Deponien muss daher immer die übergeordnete Sicherung der vorhandenen Einrichtungen wie Dicht-, Entgasungs- und Entwässerungssystemen sein. Das begleitende Risikomanagement in der Planung und Ausführung von PVA hat diesem Anspruch grundsätzlich gerecht zu werden.

## LITERATUR

- Bayerisches Staatsministerium des Innern, Rundschreiben vom 19.11.2009 zu Freiflächen-Photovoltaikanlagen: [http://www.stmi.bayern.de/imperia/md/content/stmi/bauen/rechtundtechnikundbauplanung/\\_baurecht/rundschreiben/rs\\_freiflaechen\\_photovoltiak\\_2011.pdf](http://www.stmi.bayern.de/imperia/md/content/stmi/bauen/rechtundtechnikundbauplanung/_baurecht/rundschreiben/rs_freiflaechen_photovoltiak_2011.pdf) (25.06.2012).
- Bayerisches Landesamt für Umwelt (2010) *Deponie-Info 2 – Photovoltaikanlagen auf (ehemaligen) Deponien*. Augsburg, Deutschland.
- BSW - Bundesverband Solarwirtschaft e.V. (2012) *Zusammenfassung der Wichtigsten Änderungen der EEG-Solarstromförderung*. Berlin, Deutschland.
- Erneuerbare-Energien-Gesetz (2000) Gesetz für den Vorrang erneuerbarer Energien (EEG) in der Fassung der Bekanntmachung vom 25. Oktober 2008 (BGBl. I S. 2074), zuletzt geändert durch das Erste Gesetz zur Änderung des Erneuerbare-Energien-Gesetzes vom 11. August 2010 (BGBl. I S. 1170).
- Erneuerbare Energien Gesetz (EEG) in der am 28.06.2012 vom Bundestag beschlossenen Fassung, [beck-online.beck.de](http://online.beck.de) / EEG Novelle.
- LAGA Ad-hoc-AG „Deponietechnik“ (2012) *Bundeseinheitlicher Qualitätsstandard 7-4a: Technische Funktionsschichten – Photovoltaik auf Deponien*.

# Gleichwertigkeitsnachweise für geosynthetische Produkte nach DVO 2008

O. Syllwasschy

Huesker Synthetic GmbH, Gescher, Deutschland

**KURZFASSUNG:** Die österreichische Deponieverordnung vom 30. Jänner 2008 (DVO 2008) regelt in den Abschnitten 5 und 6 die Anforderungen an den Deponiestandort (Untergrund) und die Deponietechnik (Abdichtungssysteme). Für die mineralische Abdichtung als auch die geologische Barriere gelten bestimmte Mindestdicken und entsprechend geringe Wasserdurchlässigkeitsparameter, für mineralische Dränschichten neben der Mächtigkeit eine entsprechend hohe Wasserableitfähigkeit. Die DVO erlaubt ausdrücklich den Einsatz von alternativen Baustoffen, wie z.B. geosynthetischen Produkten, um unter bestimmten Randbedingungen die geforderten mineralischen Drän- oder Dichtungskomponenten zu ersetzen. In diesem Aufsatz werden die wichtigsten erforderlichen Nachweis Schritte aufgezeigt.

## 1 EINLEITUNG

Die DVO ermöglicht den Einsatz von geosynthetischen Produkten auch insbesondere, wenn die Neigung des Untergrundes oder Deponiekörpers, auf dem das Abdichtungssystem errichtet werden soll, größer oder gleich 1:2 ist. Für geosynthetische Abdichtungselemente, wie zum Beispiel Tondichtungsbahnen (GBR-C), muss der Nachweis der technisch gleichwertigen Dichtungswirkung und Beständigkeit erbracht werden. Für geosynthetische Drainagebahnen ist insbesondere der Nachweis der Dränfähigkeit unter langzeitlichen Belastungen zu führen.

## 2 ANFORDERUNGEN AN DEPONIEABDICHTUNGSSYSTEME GEMÄSS DVO 2008

### 2.1 Anforderungen an mineralische Dichtungen

In Anhang 3, Kap. 2.1 der DVO 2008 werden die Anforderungen an mineralische Dichtungsschichten an der Basis der unterschiedlichen Deponieklassen beschrieben. Der Durchlässigkeitsbeiwert (k-Wert) im Labor darf  $k = 5 \cdot 10^{-10}$  m/s ( $i = 30$ ) nicht überschreiten. Für Inertabfalldeponien (IAD) gilt abweichend  $k = 1 \cdot 10^{-8}$  m/s. Das Material muss suffusionsbeständig sein, gegenüber dem Untergrund erosionsicher sein und eine geringe Rißanfälligkeit haben. Für Reststoff- und Massenabfalldeponien (RSD/MAD) ist zusätzlich ein Tonanteil von mindestens 10 Gew.-% erforderlich. Weiterhin sind die Anforderungen der ÖNORM S 2074-2 einzuhalten. Gemäß DVO 2008, § 27, Abs. 2 und 3, sind für Inertabfall- und Baurestmassendeponien (IAD/BRM) 50 cm und für RSD/MAD 75 cm Mächtigkeit gefordert. Alternative technisch gleichwertige Abdichtungssysteme sind jedoch zulässig, wenn bei IAD/BRM mindestens 20 cm und bei RSD/MAD mindestens 40 cm mineralische Dichtung verbleiben.

Die Anforderungen an die Oberflächenabdichtungen werden in der DVO § 23 und Anhang 3 Kap. 4.3 festgelegt. Der k-Wert im Labor darf  $k = 1 \cdot 10^{-9}$  m/s ( $i = 30$ ) nicht überschreiten. Für IAD gilt abweichend  $k = 5 \cdot 10^{-8}$  m/s. Die Schichtstärken werden für IAD/BRM mit 40 cm und für RSD/MAD mit 60 cm festgelegt. In lit. c) wird ausdrücklich darauf hingewiesen, dass die Ausführung alternativer, technisch gleichwertiger Systeme insbesondere im Böschungsbereich zulässig ist. Geosynthetische Tondichtungsbahnen sind zulässig, wenn Sie die Anforderungen der ÖNORM S 2081-1 und S 2081-2 einhalten.

Abb. 1 bis Abb. 3 zeigen die Standardabdichtungen und die möglichen, hier besprochenen alternativen Abdichtungssysteme auf.

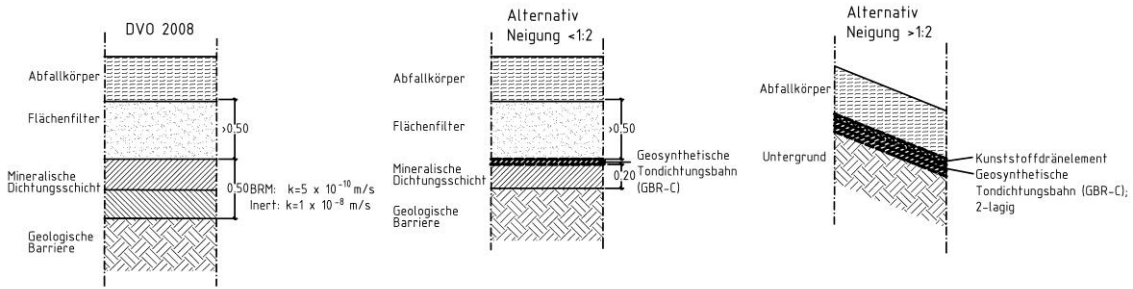


Abb. 1: Regelanforderungen an die Basisabdichtung und Alternativen (BRM/IAD)

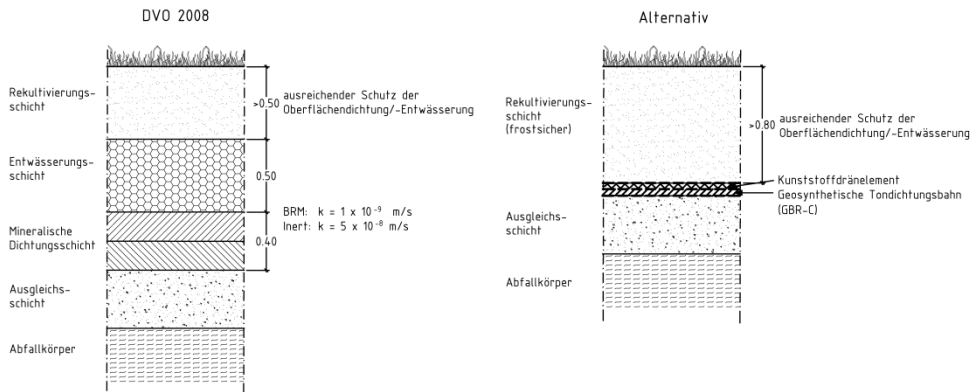


Abb. 2: Regelanforderungen an die Oberflächenabdichtung und Alternativen (BRM/IAD)

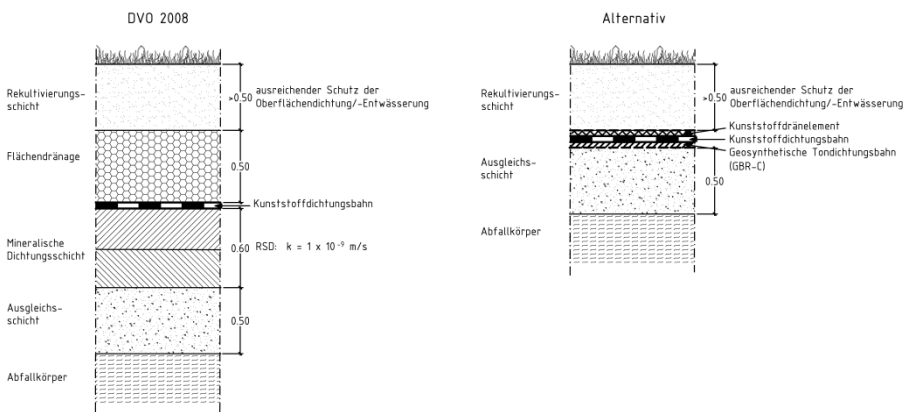


Abb. 3: Regelanforderungen an die Oberflächenabdichtung und Alternativen (RSD)

## 2.2 Anforderungen an Entwässerungsschichten

Mineralische Entwässerungsschichten an der Deponiebasisabdichtung weisen i.d.R. eine Mächtigkeit von 50 cm mit einem  $k = 1 \cdot 10^{-2}$  m/s bei einer Körnung 16/32 auf. In der Oberflächenabdichtung gelten die gleichen Anforderungen, jedoch ist der Einsatz einer geosynthetischen Dränage, die frostsicher ausgeführt sein muss, möglich, wenn ÖNORM S 2082 angewendet wird.

## 3 NACHWEISFÜHRUNG ZUR BESTIMMUNG DER GLEICHWERTIGKEIT

### 3.1 Mineralische Dichtung

Die deutsche LAGA hat mit ihren bundeseinheitlichen Qualitätsstandards für mineralische Oberflächenabdichtungskomponenten bzw. aus geosynthetischen Dichtungsbahnen (BQS 5-0 2010 bzw. BQS 5-5 2010) Grundlagen für den Nachweis der Gleichwertigkeit der beiden un-

terschiedlichen Abdichtungssysteme geschaffen. Auf dieser Grundlage werden die folgenden Kapitel behandelt.

### 3.1.1 Durchlässigkeit

Eines der wesentlichen Kriterien, welches für den Nachweis der Gleichwertigkeit herangezogen wird, ist das Durchlässigkeitsverhalten der Dichtungselemente. Die sehr dünnen GBR-C werden in der Regel durch die Kenngröße der Permittivität beschrieben, während die relativ mächtigen Tondichtungen durch den k-Wert charakterisiert werden. Um die unterschiedlichen Kenngrößen direkt miteinander vergleichen zu können, kann aus den Anforderungen an die Tondichtung eine zulässige Permeationsrate und über das hydraulische Gefälle eine zulässige Permittivität errechnet werden.

Die zulässige Permeationsrate  $q_{zul}$  ergibt sich aus:

$$q_{zul} = k_{ton} \cdot i_{ton} = k_{ton} \cdot \frac{(d + \Delta h)}{d} \quad [\text{m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{s})] \quad (1)$$

Hierin beschreiben  $k_{ton}$  den Durchlässigkeitsbeiwertes des Tons,  $d$  die Dicke und  $\Delta h$  das hydraulische Gefälle in der Tonschicht. Das hydraulische Gefälle ergibt sich in der Regel aus der Dicke der Dränschicht. Während an der Basisabdichtung ein  $\Delta h = 50$  cm entsprechend der Höhe der Kiesdränage realistisch sein kann, ist diese Größenordnung an der Oberflächenabdichtung eher unrealistisch, insbesondere in Böschungsbereichen. Ein derartig großer Wert wäre nur dann realistisch, wenn die Oberflächendränage bereits vollständig versagt hat und es zu einem Volleinstau gekommen ist. Realistische, und nicht zu optimistische Größen können hier eher im Bereich von 30 cm angesetzt werden. Über das hydraulische Gefälle  $\Delta h$  kann nun wiederum die zulässige Permittivität  $\Psi_{zul}$  bestimmt werden:

$$\Psi_{zul} = q_{zul} / \Delta h \quad [\text{s}^{-1}] \quad (2)$$

Für die Basisabdichtung ergeben sich je nach Deponieklasse entsprechend den in Kap. 2.1 genannten Anforderungen folgende zulässige Permittivitäten für  $\Delta h = 50$  cm (Tab. 1).

Tab. 1:  $\Psi_{zul}$  in der mineralischen Basisabdichtung in Abhängigkeit der Deponieklasse

Deponieklasse	Schichtstärke [cm]	k-Wert [m/s]	Teilersatz von [cm]	zul. $\Psi$ [Liter/s]
Inertabfall	50	$1 \cdot 10^{-8}$	30	$5,3 \cdot 10^{-8}$
Baurestmassen	50	$5 \cdot 10^{-10}$	30	$2,7 \cdot 10^{-9}$
Reststoffe/ Massenabfall <sup>1</sup>	75	$5 \cdot 10^{-10}$	35	$2,4 \cdot 10^{-9}$

<sup>1</sup> Tongehalt min. 10 Gew.-%

Die gleiche Berechnung führt bei Oberflächenabdichtungen zu folgenden Werten (Tab. 2), wobei ein  $\Delta h = 30$  cm zugrunde gelegt wurde.

Tab. 2:  $\Psi_{zul}$  in der mineralischen Oberflächenabdichtung in Abhängigkeit der Deponieklasse

Deponieklasse	Schichtstärke [cm]	k-Wert [m/s]	Vollersatz von [cm]	zul. $\Psi$ [Liter/s]
Inertabfall	40	$5 \cdot 10^{-8}$	40	$2,9 \cdot 10^{-7}$
Baurestmassen	40	$1 \cdot 10^{-9}$	40	$5,8 \cdot 10^{-9}$
Reststoffe/ Massenabfall <sup>1</sup>	60	$1 \cdot 10^{-9}$	60	$5,0 \cdot 10^{-9}$

<sup>1</sup> Tongehalt min. 10 Gew.-%

Der charakteristische Wert der Permittivität einer GBR-C ist stark abhängig von der Auflastspannung. Je höher die Auflast ist, desto geringer ist die Permittivität. Dies bedingt, dass ein Standardwert, wie er z.B. in den LAGA-Eignungsbeurteilungen oder Datenblättern angegeben wird, insbesondere bei Oberflächenabdeckungen nicht repräsentativ ist. Die Standardprüfungen erfolgen nach ASTM D 5887 mit einem  $i=150$  und einer Auflastspannung von  $\sigma_A = 35$  kPa, nach ÖNORM S 2081-1 bzw. DIN 18130-1 bei  $i = 30$  und bei  $\sigma_A = 30$  kPa. Die Auflast-

spannungen, die in den Oberflächenabdeckungen gem. DVO 2008 vorherrschen, beginnen jedoch bereits im Bereich von ca. 15 kPa bei insgesamt 1 m Bodenbedeckung auf der Dichtungsschicht. Bei geringen Auflasten kann die Permittivität bereits um ca. 25 % von dem Standardwert abweichen. Im Bereich der Basisabdichtung sind die hohen Auflasten ein klarer Vorteil, weil die geprüften Permittivitäten wesentlich geringer ausfallen, als im Oberflächenbereich. Hier liegen sie ca. ein bis eineinhalb Zehnerpotenzen niedriger als der Standardwert. Somit müssen für das zu vergleichende Produkt auch zu den zu erwartenden Spannungen und hydraulischen Verhältnissen passende Prüfungen durchgeführt werden.

Der Bemessungswert der Permittivität der GBR-C ergibt sich durch Abmindern mit Faktoren, die Langzeiteffekte, wie Kationenaustausch (KA), aber auch Überlappungsverluste berücksichtigen. Nach dem derzeitigen Stand der LAGA wird der Überlappungsverlust mit dem Faktor  $A_1 = 1,05$ , der KA-Einfluss für Natrium-GBR-C mit  $A_2 = 6,0$ , für Calcium-GBR-C mit  $A_2 = 1,5$  berücksichtigt. Die Bemessungspemittivität  $\Psi_d$  ergibt sich somit zu:

$$\Psi_d = \Psi_k \cdot A_1 \cdot A_2 \quad [s^{-1}] \quad (3)$$

Hier weisen Calciumbentonite langfristig einen Vorteil gegenüber Natriumbentoniten auf. Der Kationenaustausch von Na-Ionen gegen Ca-Ionen, die in den meisten Böden vorkommen, wird durch den Einsatz von Ca-Bentonit bereits vorweggenommen. Ein Maß für die Kationenbelastung des Wassers ist die elektrische Leitfähigkeit. Während für die Rekultivierungsschicht nur rel. geringe Werte von 400  $\mu S/cm$  zulässig sind, können im Sickerwasser von Abfällen, wie z.B. Baurestmassendepositionen, bis zu 8000  $\mu S/cm$  bei frisch gebrochenem Beton, Betonierungsrückständen oder Bentonitschlämmen vorhanden sein (DVO Anh. 1, Tab.6). Der Einsatz von Calcium CBR-C in diesen, wesentlich durch Calcium-Ionen belasteten Sickerwässern kann aufgrund allgemeiner tonmineralogischer und chemischer Grundlagen als realistisch angesehen werden. Diese fachgutachterliche Beurteilung (ICP 2009) wird durch Untersuchungen an Eluat aus Deponieabfällen (unterschiedliche Schlacken mit hohen el. Leitfähigkeiten) unterstützt.

Aktuell laufen mit den LAGA eignungsbeurteilten GBR-C Langzeituntersuchungen mit unterschiedlichen  $CaCl_2$ -Lösungen, die Leitfähigkeiten von 1.000, 2.000, 5.000 und 10.000  $\mu S/cm$  entsprechen. Ergebnisse hierzu werden erst Ende 2013 vorliegen. Durch diese Permittivitätsbestimmung bei hohen Calciumkonzentrationen wird eine genauere Bestimmung des Abminderungsfaktors  $A_2$  möglich, was jedoch auch ggf. zu einer Einschränkung des Einsatzbereiches einiger GBR-C führen kann.

### 3.1.2 Vergleich der Kationenaustauschkapazität GBR-C zu mineralischer Dichtung

Die Kationenaustauschkapazität KAK ist die Menge an positiv geladenen Ionen, die ein Boden adsorbieren und gegen in Lösung befindliche Kationen wieder austauschen kann. Die wichtigsten "natürlichen" austauschbaren Kationen sind  $Ca^{2+}$ ,  $Mg^{2+}$ ,  $K^+$ ,  $Na^+$  sowie  $Al^{3+}$  und  $H^+$ . Potentielle Schadstoffe wie z.B. Pb, Cd, Hg, Cr, Sr, u.a. können, soweit sie als Kationen im Wasser vorliegen, adsorbiert und ausgetauscht werden. Aufgrund seines guten Quellverhaltens und seiner hohen KAK ist Montmorillonit das bevorzugte Tonmineral im Bentonit der GBR-C. Je nach vorhandener Kationenbelegung, d.h. überwiegen  $Ca^{2+}$ - bzw.  $Na^+$ -Ionen im Bentonit, unterscheidet man in Ca- bzw. Na-Bentonite. Aufgrund ihres hohen Montmorillonitgehaltes von ca. 75 % besitzen beide Bentonite eine gleichgroße KAK, lediglich das Quellvermögen ist unterschiedlich. Setzt man für den Montmorillonit eine durchschnittliche KAK von 100 mmol/100 g an, ergibt sich für einen Bentonit somit eine KAK von ca. 75 mmol/100g Bentonit. Hierbei werden andere im Bentonit enthaltene Tonminerale nicht berücksichtigt. Die handelsüblichen GBR-C weisen für Na-GBR-C 5.000 g/m<sup>2</sup> und Ca-GBR-C 10.000 g/m<sup>2</sup> Bentoniteinwaage auf.

Natürliche Tone haben eine vermeintlich wesentlich geringere KAK, wie Untersuchungen (LANUV 2010) beispielhaft aufzeigen. Hier wurden vier unterschiedliche natürliche, für den Deponiebau geeignete Tone untersucht und KAK-Werte zwischen 12 – 21 mmol/100 g festgestellt.

Weitere, im Deponiebau eingesetzte mineralische Dichtungen stellen z.B. Bentokies, DYWIDAG-Mineralgemisch (DMG 16/32) oder Trisoplast dar. Bentokies und DMG sind Kiesgemische mit optimierter Sieblinie in Verbindung mit einer Bentonitvergütung. Sie werden in gleicher Schichtstärke eingebaut wie eine Tondichtung. Das feucht eingebaute Bentokies weist Na-Bentonitgehalte in der Größenordnung von 2 – 4 % auf, DMG 16/32 wird trocken eingebaut

mit Na-Bentonitgehalten zwischen 8 – 12 %. Trisoplast ist ein Sandgemisch, welches einen Bentonitanteil von 10,7 % mit einem zusätzlichen Polymeranteil von 1,3 % aufweist und in mindestens 8 cm Dicke eingebaut wird. Beispielhaft für den Teilersatz einer Tondichtung einer Baurestmassendeponie wird im Folgenden die KAK der unterschiedlichen Dichtungen bestimmt und verglichen. Grundlage für die Berechnung ist eine zu ersetzende Dicke der Tondichtung von 30 cm, eine Wichte von 17 kN/m<sup>3</sup> und bei den künstlichen Dichtungen eine KAK des Monmorillonites von 75 mmol/100 g und die Annahme, dass der untere Bereich des Bentonitanteils ausreichend ist. In Tab. 3 sind die Parameter und die absolute KAK der unterschiedlichen Systeme dargestellt.

Tab. 3: Absolute KAK je m<sup>2</sup> Abdichtungssystem für unterschiedliche mineralische Dichtungssysteme

Mineralische Dichtung	Schichtstärke [cm]	rel. KAK [mmol/100 g]	Bentonitanteil [%]	abs. KAK [mmol/m <sup>2</sup> ]
Na-GBR-C (5 kg/m <sup>2</sup> )	1	75	75	3750
Ca-GBR-C (10 kg/m <sup>2</sup> )	1	75	75	7500
Bentokies	30	75	2	7650
Trisoplast	8	75	10,7	10914
DMG 16/32	30	75	8	30600
Tondichtung	30	12	-	65000

Es zeigt sich klar, dass eine natürliche Tondichtung gegenüber einer künstlichen mineralischen Dichtung einen Vorteil im Bereich der KAK hat. Es ist gleichzeitig auch ersichtlich, dass insbesondere die schwereren Ca-GBR-C in einer Größenordnung von Bentokies und, mit etwas Abstand, auch zu Trisoplast vergleichbar sind.

Formalrechtlich werden in der österreichischen DVO 2008 (ebenso in der deutschen DepV 2009) keine Forderungen an die KAK einer Tondichtung gestellt, so dass hier bereits ein Gleichwertigkeitsnachweis schwierig wird. In Anh. 3, Kap. 2.1 lit. b der DVO 2008 wird lediglich für Reststoff- und Massenabfalldeponien ein Tonmineralanteil von 50 % am Feinstkornanteil, der 20 Gew.-% aufweisen muss, gefordert. Für IAD und BRM-Deponien ist strenggenommen kein Tonanteil und somit auch keine, wie auch immer definierte KAK erforderlich. Die gleiche Problematik stellt sich übrigens auch bei der geologischen Barriere dar.

Hier besteht somit ein großer Ermessensspielraum für den Einsatz von GBR-C auch in der Basisabdichtung einer Deponie, der durch die wirtschaftlichen und ökologischen Vorteile der GBR-C noch positiv verstärkt wird.

### 3.2 Flächenentwässerung

Der Nachweis der Gleichwertigkeit erfolgt über die Dränleistung der Dränmatte, welche die Dränspende eines Niederschlages ableiten muss. Im Weiteren sei kurz das Nachweisverfahren auf Grundlage der BAM-Richtlinie für Kunststoffdränlemente (BAM 2012) beschrieben.

Grundlage der Leistungsfähigkeit ist das Langzeit-Wasserleitvermögen  $q_{LZ}$ , welches in Kriechversuchen unter Druck- und Scherbeanspruchung ermittelt wird. Aus der Dickenveränderung und Extrapolation der ermittelten Kriechkurven kann das Wasserleitvermögen bei unterschiedlichen Druckspannung, hydraulischen Gefällen und unterschiedlichen Bettungen für große Zeiträume ermittelt werden. Dieser Wert muss durch die Faktoren  $D_1$  bis  $D_4$  und einen Sicherheitsfaktor  $S$  abgemindert werden, um mit dem Wert des maßgeblichen Dränabflusses  $q_a$  verglichen werden zu können (Tab. 4).

Tab. 4: Abminderungsfaktoren für die Bemessung von Kunststoffdränlementen

Symbol	Beschreibung	Zahlenwert
D1	Streuung der Messdaten in der Abschätzung des Langzeit-Wasserleitvermögens	1,3
D2	Unvermeidliche Einbaubeanspruchungen	$\geq 1,2$
D3	Lokale Querschnittsveränderungen	1,2
D4	Einwirkungen (Ausfällungen, Bodeneintrag, Wurzeln)	1,1 bis 2,0
S	Sicherheitsfaktor hydr. Lastannahmen	$\geq 1,1$ bzw. 1,0 <sup>1</sup>

<sup>1</sup> bei  $q_s = 10$  mm/d gilt  $S \geq 1,1$ , bei  $q_s = 25$  mm/d gilt  $S = 1,0$



Der Dränabfluß kann z.B. nach der GDA-Empfehlung E2-20 bestimmt werden. Auf der sicheren Seite liegend empfiehlt sich hierbei die Annahme einer Dränspende von  $q_s = 25 \text{ mm/d} = 2,89 \cdot 10^{-4} \text{ (Liter/s} \cdot \text{m}^2)$ . Der Dränabfluss ergibt sich somit als Produkt von Dränspende und Entwässerungslänge.

$$q_a = q_s \cdot l_s \quad [\text{Liter}/(\text{s} \cdot \text{m})] \quad (4)$$

Entsprechend erfolgt der Nachweis durch folgende Gl. (5).

$$\frac{q_{l_z}}{D_1 \cdot D_2 \cdot D_3 \cdot D_4} \geq S \cdot q_s \cdot l_s \quad (5)$$

Die gemäß (BAM 2012) zugelassenen und für alle Auflasten freigegebenen Kunststoffdrän-elemente weisen eine hohe Ableitfähigkeit auf, die im Böschungsbereich auch bei großen Entwässerungslängen ausreichend ist. In flachen Plateaubereichen bei Neigungen im Bereich 1:20 lassen sie sich auch einsetzen, es empfehlen sich jedoch ggf. Zwischenwasserfassungen nach Entwässerungslängen von ca. 60 – 80 m einzuplanen, um den Auslastungsgrad nicht zu eng an 100 % anzulehnen.

#### 4 SCHLUSSFOLGERUNG, ZUSAMMENFASSUNG

Geokunststoffe bieten im Deponiebau eine wirtschaftliche und ökologische Alternative zu mineralischen Abdichtungskomponenten. Entsprechend den Anforderungen der DVO 2008 konnten bisher alternative Oberflächenabdichtungen u.a. in Niederösterreich und zusätzlich auch alternative Basisabdichtungen in Oberösterreich, Steiermark, Burgenland und Kärnten für Baurestmassen- und Reststoffdeponien genehmigt bzw. erfolgreich ausgeführt werden.

#### LITERATUR

- ASTM D 5887 (2004) Standard test method for measurement of index flux through saturated geosynthetic clay liner specimen using a flexible wall permeameter, American National Standards Institute (ANSI).
- BAM (2012) Richtlinie für die Zulassung von Kunststoff-Dränelementen für Deponieoberflächenabdichtungen, Bundesanstalt für Materialforschung und -prüfung, Berlin, Deutschland.
- BQS 5-0 (2010) Bundeseinheitlicher Qualitätsstandard 5-0: Mineralische Oberflächenabdichtungskomponenten – Übergreifende Anforderungen, Hrsg: LAGA Ad-hoc-AG „Deponietechnik“, Deutschland.
- BQS 5-5 (2010) Bundeseinheitlicher Qualitätsstandard 5-5: Oberflächenabdichtungskomponenten aus geosynthetischen Dichtungsbahnen, Hrsg: LAGA Ad-hoc-AG „Deponietechnik“, Deutschland.
- Deponieverordnung (2008) Bundesgesetzblatt für die Republik Österreich ausgegeben am 30.1.2008.
- Deponieverordnung (2009) Verordnung über Deponien und Langzeitlager (DepV), BGBl. I S. 900, Deutschland.
- DIN 18130-1 (1998) Baugrund, Versuche und Versuchsgeräte, Bestimmung des Wasserdurchlässigkeitsbeiwerts, Deutschland: Beuth Verlag.
- ICP (2009) Auswirkungen von Sickerwasser aus Bauabfällen gemäß der zugelassenen Grenzwerte in Österreich auf die langfristige Dichtungswirkung von NaBento RL-N und NaBento RL-C, Fachtechnische Stellungnahme Ingenieurbüro Czurda & Partner, Karlsruhe, Deutschland.
- GDA-Empfehlungen (2005) Geotechnik der Deponien und Altlasten, Essen, Deutschland: Ernst & Sohn.
- LANUV (2010) Langzeitbeständigkeit mineralischer Deponieabdichtungen, Fachbericht 25, Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen, Recklinghausen, Deutschland.
- ÖNORM S 2074-2 (2004) Geotechnik im Deponiebau, Teil 2: Erdarbeiten, ASI, Wien, Österreich.
- ÖNORM S 2076-2 (2011) Deponien – Dichtungssysteme mit Dichtungsbahnen aus Kunststoff, Teil 2: Systemanforderungen und Einbaubedingungen für geotextile Schutzlagen, ASI, Wien, Österreich.
- ÖNORM S 2081-1 (2011) Deponien - Dichtungssysteme mit geosynthetischen Tondichtungsbahnen (GBR-C), Teil 1: Anforderungen und Prüfungen, ASI, Wien, Österreich.
- ÖNORM S 2081-2 (2011) Deponien - Dichtungssysteme mit geosynthetischen Tondichtungsbahnen (GBR-C), Teil 2: Verlegung, ASI, Wien, Österreich.
- ÖNORM S 2082 (2011) Deponien – Oberflächenabdeckungen: Systemanforderungen, ASI, Wien, Österreich.

# Erosionsprobleme beim Bau von Abdichtungs- und Rekultivierungsschichten

U. Sehrbrock

*ICP Braunschweig GmbH, Braunschweig, Deutschland*

**KURZFASSUNG:** Bei der Abdeckung von Deponien kommt es annähernd bei jedem Projekt zu Erosionserscheinungen in der Rekultivierungsschicht. Sofern diese, wie in den meisten Fällen, von geringfügigem Umfang sind und so mit einfachen Mitteln wieder saniert werden können, bleiben sie lediglich eine ärgerliche Randerscheinung. Nehmen die Erosionen jedoch größere Ausmaße an, bis hin zur Zerstörung des gesamten Abdeckungssystems inkl. eventueller Einbauten, stellt sich unmittelbar die Frage nach Ursache und Schuld, so dass eine bis dahin eventuell harmonisch gelaufene und qualitativ hochwertig ausgeführte Baumaßnahme für alle Beteiligten unmittelbar nach Fertigstellung noch zu einem Albtraum werden kann.

In diesem Beitrag werden technische Ursachen von Erosionen erläutert und Maßnahmen dargestellt, die helfen können, Schäden durch Erosionen zu minimieren. Des Weiteren werden Hinweise gegeben, wie eine faire Risikoverteilung für alle Beteiligten erreicht werden könnte, die dem möglichen Schadensszenario, das bis hin zum Totalverlust reichen kann, gerecht wird

## 1 EINLEITUNG

Bei der Abdeckung von Deponien kommt es annähernd bei jedem Projekt zu Erosionserscheinungen in der Rekultivierungsschicht. Sofern diese, wie in den meisten Fällen, von geringfügigem Umfang sind (siehe Abb. 1 und Abb. 2) und so mit einfachen Mitteln wieder saniert werden können, bleiben sie lediglich eine ärgerliche Randerscheinung. Nehmen die Erosionen jedoch größere Ausmaße an, bis hin zur Zerstörung des gesamten Abdeckungssystems inklusive eventueller Einbauten (siehe Abb. 3 bis Abb. 6), stellt sich unmittelbar die Frage nach Ursache und Schuld, so dass eine bis dahin eventuell harmonisch gelaufene und qualitativ hochwertig ausgeführte Baumaßnahme für alle Beteiligten unmittelbar nach Fertigstellung noch zu einem Albtraum werden kann.



Abb. 1: Erosion im Randbereich



Abb. 2: Erosion in der Fläche

In diesem Beitrag wird auf die verschiedenen Ursachen von Erosionserscheinungen eingegangen und es sollen Denkanstöße gegeben werden, wie im Sinne eines fairen Umgangs von

Auftraggeber und Auftragnehmer miteinander und unter Mitwirkung des Planers das Risiko verheerender Erosionserscheinungen möglichst minimiert werden kann.



Abb. 3: Erosion am Fußbereich einer Böschung



Abb. 4: Erosion bis auf die Dränmatte



Abb. 5: Erosion, flächige Zerstörung der Abdeckung



Abb. 6: Erosion mit Zerstörung von Einbauten

## 2 URSACHEN / PROBLEMATIK

### 2.1 Ursachen aus technischer Sicht

Erosion ist grundsätzlich ein natürliches, völlig normales Phänomen, das Landschaften formt und stetig verändert. Neben Wind, Temperaturschwankungen allgemein und Frost im Besonderen, ist Wasser die wesentlichen Einflussgröße, die speziell beim Deponiebau für die hier im Weiteren diskutierten Schwierigkeiten ursächlich ist.

Die Ursachen dafür, dass insbesondere Deponiebauwerke sehr sensibel gegenüber Erosionswirkungen einzuschätzen sind, resultieren aus den spezifischen Randbedingungen, welche eine Deponiebaumaßnahme mit sich bringt, bzw. sind in den speziellen baubetrieblichen/bauwirtschaftlichen Zwängen begründet. Als solche Ursachen sind anzuführen:

- exponierte, große, freie Flächen,
- stark geneigte Böschungsflächen (bis 1:3),
- lange Böschungen,
- zwangsläufige Verwendung von erosionsgefährdeten Böden (Schluff- / Feinsandanteil) als vegetationsfähige Materialien für Oberboden, Rekultivierungsboden,
- lockerer Einbau der Böden - zumindest ohne planmäßige, intensive Verdichtung und
- mit einer Dicke von ca. 1 m relativ dünne Rekultivierungsschichten, die gezielt durch an der Unterseite angeordnete Dränschichten entwässert werden, wodurch sich spezielle Verhältnisse bezüglich des Wasserhaushaltes ergeben. Es ist daher ein extremer Standort für Vegetation.
- Es werden in der Regel relativ große Bauabschnitte (3 – 10 ha) angefasst, da kleinflächige Bauabschnitte logistisch aufwendig und entsprechend kostenintensiv sind.

- Es werden für den Bau von Deponieabdeckungen große Mengen geeigneter Böden benötigt, die oft erst unmittelbar während des Baus akquiriert werden können oder müssen, wodurch die rechtzeitige Beschaffung solcher Böden und die Gewährleistung einer hinreichenden Materialqualität nicht immer einfach ist.
- Der Bau des mehrschichtigen Abdeckungssystems zieht sich in der Regel bis spät ins Jahr (oft bis zum Ende der Vegetationsperiode - Oktober/November), so dass kaum Zeit bleibt, eine Begrünung rechtzeitig auszubringen.
- Eine rechtzeitig eingeleitete Begrünung kann auf den Standorten in den warmen Monaten oft kaum hinreichend gewässert werden, so dass auf den exponierten Standorten oft bereits das Saatgut bei der Ansaat durch Wind verfrachtet wird.

Die vorgenannten Punkte ergeben jeder für sich einen möglichen Beitrag dafür, dass es bei dem Projekt zu Erosionserscheinungen kommen kann. Welches Ausmaß die erosionsbedingten Schäden annehmen, hängt oft wesentlich nur von dem Zusammentreffen dieser Einflüsse, verbunden mit der aktuellen Witterung zusammen. Geht ein heftiger Regenschauer nieder, unmittelbar nachdem die Aussaat ausgebracht wurde oder bevor diese Zeit gefunden hat, hinreichende Wurzeln auszubilden, kann das gesamte bis dahin einwandfrei erstellte Bauwerk zerstört werden. Verstärkt werden kann die Erosionsgefahr noch durch vorangegangenen Trockenperioden, die man sich für die Bauzeit zum Teil wünscht, um das Bodenmaterial schnell und problemlos aufbringen zu können. Allerdings nehmen die ausgetrockneten, bindigen Böden anfangs nur sehr schlecht Wasser auf, so dass ein hoher Anteil des Niederschlages als erosionstreibendes Oberflächenwasser abfließt.

Werden Böden mit unterschiedlichen Durchlässigkeitsbeiwerten verbaut, oder werden durch verstärktes Überfahren Zonen (Horizonte) mit unterschiedlichen Durchlässigkeiten geschaffen (Abb. 7), ist u.U. ein druckloses Durchsickern von Niederschlagswasser durch die Rekuschicht bis in die Dränage nicht möglich, so dass Bereiche infolge des Aufstaus unter Auftrieb geraten können. In Böschungsbereichen führen solche Zustände dann leicht zu einem (örtlichen) Verlust der Standsicherheit und leiten so u.U. weitergehende Erosionsvorgänge ein.

Abgeschwemmte Feinanteile aus dem Oberboden (Abb. 8) führen schnell zur einer Abdichtung von Grabensohlen oder verschotterten Rand- und Bermengraben, so dass sich daraus wiederum konzentrierte Wasserabflüsse ergeben können, die zum Ausgangspunkt zerstörender Erosionen werden.

Die kritische Phase ist die Zeit von der Fertigstellung einer Fläche bis zur ausreichenden Durchwurzelung durch die ausgebrachte Ansaat. In dieser Zeitspanne, die oft zwangsläufig einen Spätherbst und einen Winter enthält, besteht permanent das Risiko eines erosionsbedingten Schadens bis hin zu einer vollständigen Zerstörung des zuvor durchaus unter Verwendung qualitativ einwandfreier Materialien vertragskonform erstellten Bauwerkes. Über ein erfolgreiches oder katastrophales Ende der Baumaßnahme entscheidet unter Umständen leicht der Zufall, bzw. wenige Tage, welche der Ansaat mehr gegeben waren, wie ein Vergleich der Bilder Abb. 9 und Abb. 10 zeigt. Dort sind zwei Maßnahmen zu erkennen, die am gleichen Standort mit im Wesentlichen gleichen, eignungsgeprüften Materialien abgedeckt wurden, wobei die Ansaat auf der einen nicht geschädigten Baustelle gegen Ende Oktober/Anfang November (Abb. 9) ausgebracht wurde, während auf der Deponie in unmittelbarer Nachbarschaft (Abb. 10) möglicherweise durch die spätere Ansaat im Frühjahr mitbeeinflusst ein Regenereignis zu einem erheblichen Schaden führte.



Abb. 7: Durch Fahrbetrieb verdichtete Oberfläche



Abb. 8: Abgeschwemmte Anteile in einem Graben



Abb. 8: Maßnahme A, frühzeitige Ansaat (Glück?)



Abb. 10: Maßnahme B, spätere Ansaat (Pech?)

Dass ein derartiges Risiko nicht dem Glück überlassen bleibt, sondern im Bauvertrag zwischen Auftraggeber (AG) und Auftragnehmer (AN) der Bedeutung entsprechend geregelt und gegebenenfalls durch entsprechende (auch temporäre) bauliche Maßnahmen minimiert werden sollte, liegt eigentlich auf der Hand. Die Praxis sieht in der Regel jedoch anders aus. Der AN trägt das volle Risiko bis zur Abnahme. Mit der Abnahme geht dann das Risiko auf den AG über, wobei im Falle des Falles der Streit vorprogrammiert ist.

## 2.2 Problematik bei der Ausschreibung

In einer üblichen Ausschreibung für eine Deponieabdeckung wird nicht explizit auf Wasserhaltungsmaßnahmen eingegangen. Entsprechend gilt, was in der DIN 18299 (VOB Teil C) in Abschnitt 4 Nebenleistungen unter 4.1.10 definiert ist: "Sichern der Arbeiten gegen Niederschlagswasser, mit dem normalerweise gerechnet werden muss, und seine etwa erforderliche Beseitigung."

Nebenleistungen sind Leistungen, die für die zur Erbringung der vertraglichen Leistungen des Auftragnehmers erforderlich werden und ohne Erwähnung im Vertrag zur vertraglichen Leistung gehören (§ 2 Nr. 1 VOB/B). Nach dem Grundgedanken der VOB sollen Nebenleistungen grundsätzlich nicht erwähnt werden, außer, wenn die Kosten der Nebenleistung die Preisbildung erheblich beeinflussen. Zu beachten ist dabei jedoch, dass eine Nebenleistung im Sinne 0.4.1 DIN 18299 auch dann Nebenleistung bleibt, wenn sie besonders umfangreich und kostenintensiv ist.

Inwieweit das Risiko eines möglichen Totalverlusts der (Deponie-)Baumaßnahme noch dem Sinne des durch die VOB angestrebten fairem Umganges der Beteiligten miteinander entspricht und die entsprechende Sicherung der Arbeiten gegen Niederschlagswasser als Nebenleistung abzuhandeln sein sollte, ist sicher ein interessanter Diskussionspunkt, spätestens dann, wenn es zum Worst Case gekommen ist. In § 9.2 VOB/A heißt es: "Dem Auftragnehmer darf kein ungewöhnliches Wagnis aufgebürdet werden für Umstände und Ereignisse, auf die er keinen Ein-

fluss hat und deren Einwirkung auf die Preise und Fristen er nicht im voraus abschätzen kann." So verständlich es ist, eine Ausschreibung / Planung so auszulegen, dass sich minimale Kosten ergeben, so sinnvoll mag es jedoch beim Bau von Deponieabdeckungen sein, bauliche (temporäre) Maßnahmen in der Planung vorzusehen und als separate Leistung auszuschreiben, die das Schadensrisiko minimieren und überschaubarer machen, als das nach der derzeit geübten Praxis häufig der Fall ist. Gänzlich verhindern können wird man Erosionen kaum, jedoch lassen sich eventuelle Schäden im Sinne einer fairen Risikoverteilung zumindest auf ein kalkulatorisch besser fassbares Maß reduzieren.

Da dem Bewuchs, bzw. der Durchwurzelung des Oberbodens zur Gewährleistung einer gewissen Erosionssicherheit die wesentliche Bedeutung zukommt, wird oft eine über die eigentliche Bauphase hinausgehende Fertigstellungspflege vereinbart - gelegentlich wird jedoch aus Kostengründen auch darauf verzichtet. Nach DIN 18918 (Ingenieurbiologische Sicherungsbauweisen) soll das Ziel sein, "... einen Zustand zu erreichen, der die gesicherte Weiterentwicklung ermöglicht und umfasst alle Leistungen, die jeweils zur Erzielung eines abnahmefähigen Zustandes erforderlich sind." (s. 11.1) Das heißt, die Fertigstellung erstreckt sich bis zum abnahmefähigen Zustand, welcher unter 11.2 u.a. als erreicht definiert ist, wenn "bei Ansaaten und Saatmatten die Fläche einen möglichst gleichmäßigen Bestand an geforderten Gräsern und Kräutern mit einem mittleren Deckungsgrad (...) von mindestens 50 % aufweist."

Die Abb. 11 und 12 zeigen beispielhaft eine mit einem spärlichen Bewuchs bestandene Deponieböschung.

Damit die Ziele erreicht werden können, werden als Leistungen der Fertigstellungspflege in 11.3 genannt: Bewässern, Düngen, Freischneiden, Lockern, wobei die Maßnahmen von "Art, Umfang und Zeitpunkt auf das Sicherungsziel und die Besonderheit des Standortes abzustimmen" sind. Ein Blick auf die Maßnahmen verdeutlicht gleich, dass ein hinreichendes Wässern einer Deponieoberfläche nach Fertigstellung des Abdeckungssystems in der Regel nicht banal ist, da die Flächen meistens weitläufig (durchaus 5 - 10 ha), steil und nicht befahrbar sind und Wasseranschlüsse für eine stationäre Beregnungsanlage nur in seltensten Fällen zur Verfügung stehen.



Abb. 11: Deponieböschung mit spärlichem Bewuchs    Abb. 12: Detail, spärlicher Bewuchs

Aber selbst wenn vom Auftraggeber eine derartige Fertigstellungspflege beauftragt wird, bleibt ohne explizite anderslautende Vereinbarungen das Risiko einer verheerenden Erosion bis

zur Abnahme weiter allein beim AN. Eine Fertigstellungspflege kann daher nicht als unmittelbare Maßnahme verstanden werden, die hilft, das Risiko von möglichen Schäden infolge Erosion zu minimieren.

Dass es bei anderen Gewerken durchaus üblich ist, Erosionen von Erdbauwerken durch konkrete bauliche Maßnahmen, die nicht unter Nebenleistungen laufen, zu verhindern, bzw. deren Auswirkungen zu minimieren, zeigt ein Blick in den Straßenbau. Zum Schutz von Böschungen werden dort z.B. Faschinen, Flechtwerke u.ä. eingebaut und es werden die Böschungen von Straßendämmen z.B. durch gezielte Ableitungen von Niederschlagswasser in temporär installierten Rohren geschützt, siehe Abb. 13, 14.



Abb. 13: Temporäre Wasserableitung im Straßenbau    Abb. 14: Detail, Temporäre Wasserableitung

### 3 MASSNAHMEN ZUR MINIMIERUNG DES SCHADENSUMFANGS BZW. DES RISIKOS

Da jedes Deponieprojekt andere Randbedingungen aufweist, ist es sicher nicht möglich, hier überall mit definierbarem Effekt einsetzbare Maßnahmen vorzuschlagen. Die folgende Aufstellung soll daher als Anregung verstanden werden, bereits im Zuge der Planung über die diversen Möglichkeiten nachzudenken, um Kosten und Nutzen gegeneinander abzuwägen. Nicht zu vermeiden ist es, dass jede dieser Maßnahmen Geld kostet - es sei denn, die Baufirma verzichtet im Rahmen eines Nebenangebotes auf die Ausführung der Sicherungsmaßnahme - jedoch dürfte der finanzielle Aufwand deutlich unter dem liegen, was für eine Sanierungsmaßnahme nach einem zur falschen Zeit auftretenden heftigen Regenereignis zu veranschlagen wäre.

Als organisatorische/bauliche Maßnahmen sind zum Beispiel denkbar:

- Ausschreibung einer in kleineren Bauabschnitten auszuführenden Maßnahme, was entsprechend kleine Abschnitte zur sofortigen Einsaat bereitstellt,
- frühzeitige Beauftragung der Baufirma mit Begrenzung der Bauzeit auf eine Jahreszeit, in welcher noch eine ausreichende Witterung für ein Angehen der Vegetation verbleibt,
- Ausschreiben einer Ansaat mit Düngemittel und Kleber bzw. Additiven, welche Feuchtigkeit zur längeren Pflanzenverfügbarkeit binden Ausschreiben einer Bewässerung / Beregnung in Trockenperioden,

- Unterteilung von Böschungslängen durch temporäre Dämme mit gezielter Ableitung des dort gefassten Niederschlagswassers, siehe Abb. 15 und Abb. 16 (Pflege der Dämme ist erforderlich, inkl. Beseitigen eventueller Verschlämungen),
- Einsatz von Erosionsschuttmatten (siehe dazu Abb. 17, aus welcher erkennbar ist, dass die Stöße der Matten zu sichern sind),
- Einsatz von Faschinen, Flechtwerk, Saalmatten oder Wollmatten (Skudelny 2011, siehe dazu Abb. 19 und Abb. 20),
- Einsatz von Krallmatten oder Zellstrukturen aus Geokunststoffen (Geozellen), s. Abb. 18,
- Ausschreiben, dass die letzte Befahrung des Oberbodens mit der Raupe so zu geschehen hat, dass die Raupenabdrücke eine Struktur hinterlassen, die in Richtung der Höhenlinien verläuft, siehe Abb. 21 und Abb. 22 und
- Sicherung des Böschungsfußes durch einen Stützkeil (Schotter), zur Vermeidung einer vom Fuß ausgehenden rückschreitenden Erosion (wie auf Abb. 1 zu erkennen).



Abb. 15: Temporärer Damm zur Wasserfassung



Abb. 16: Gezielte temporäre Wasserableitung



Abb. 17: Erosionsmatten

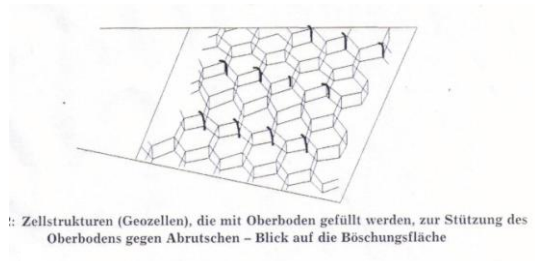


Abb. 18: Geozelle, aus Merkblatt Geokunststoffe Erdbau



Abb. 19: Böschung mit Wollmatte (Skudelny 2011)



Abb. 20: Begrünte Böschung (Skudelny 2011)



Die Erosionsschuttmatten aus Rohwolle bieten einen Erosionsschutz, gewährleisten einen gewissen Draineffekt und dienen als Nährstofflieferant für die Vegetation bis zur vollen Wirksamkeit der Rekultivierungsschicht bzw. der Vegetation.



Abb. 21: Horizontale Struktur (Raupenkette)



Abb. 22: Horizontale Struktur im Bewuchs

Dieser Beitrag soll auf ein bei diversen Deponiebaumaßnahmen eingetretenes Problem hinweisen und als Plädoyer verstanden werden dafür, bei den noch anstehenden Projekten im Sinne einer fairen Risikoverteilung abzuwägen, inwieweit es sinnvoll sein kann, Maßnahmen zur Erosionssicherung (-minimierung) aus den Nebenleistungen herauszuholen und explizit im Leistungsverzeichnis als separate Leistungen aufzunehmen. Vorstehend wurden dazu beispielhaft einige konkrete Maßnahmen aufgelistet, die jede für sich einen kleinen Beitrag zur Minimierung eines eventuellen erosionsbedingten Schadens leisten kann. Bei allem ist jedoch zu beachten, dass es immer nur um eine Risikominimierung gehen kann, da selbst bei Einhaltung aller qualitativen Anforderungen an Material und Einbau Erosionsschäden auch weiterhin nie ausgeschlossen werden können.

## LITERATUR

VOB, DIN 18299, DIN 18918.

Sehrbrock, U., Wichmann, K. & Bartels, J. (2011) *Erosionsprobleme beim Bau von Abdichtungs- und Rekultivierungsschichten*. Praxistagung Deponie, Hannover.

Skudelny, K. (2011) *Erosionsschutz und schnelle Begrünung durch Schafwollmatten*. Praxistagung Deponie, Hannover.

# Annahmeverfahren der Deponie-Verordnung 2008 – Erfahrungen und Anpassung

R. Starke

*BMLFUW, Wien, Österreich*

**KURZFASSUNG:** Die mit der Deponieverordnung 2008 verpflichtenden Verfahren zur Untersuchung von Abfällen zum Zweck der Deponierung wurden im Laufe des Jahres 2011 einer Evaluierung unterzogen. Die Untersuchungsverfahren haben sich dabei grundsätzlich als eine sinnvolle Weiterentwicklung früherer Normen bzw. Regelwerke herausgestellt. Die Konzepte eines einheitlichen Parameterumfangs, abgestufte Beurteilungsmaßstäbe, Toleranzwerte bei der Grenzwerteinhaltung, mehrstufige Untersuchungsverfahren sowie das Quartalsmodell bei Abfallströmen haben sich überwiegend als positiv herausgestellt. In der Praxis weniger bewährt haben sich die komplexeren statistischen Konzepte wie Zufallszahlberechnung oder Ermittlung von optimaler Probemenge oder Probenmassen auf Basis errechneter Variabilitäten sowie das konkrete Untersuchungsverfahren für wiederkehrend anfallenden Abfälle. Die in Arbeit befindliche Novelle der Deponieverordnung (geplant Anfang 2013) soll die aus der Evaluierung ermittelten notwendigen Verbesserungen und Korrekturen umsetzen, und damit die Anwendbarkeit in der Praxis verbessern.

## 1 EINLEITUNG

Spätestens mit 01.07.2009 sind die neuen Annahmekriterien für Abfälle auf Deponien in Österreich Kraft getreten. Diese Annahmekriterien – dokumentiert im Anhang 4 der Deponieverordnung 2008 – umfassten einen Katalog an Untersuchungsverfahren für Aushubmaterialien, einzelne Abfallhaufen oder regelmäßige anfallende Abfälle aus Produktions- und Abfallbehandlungsanlagen. Diese Untersuchungsverfahren sollten einerseits die Anforderungen der EU-Deponierichtlinie hinsichtlich Untersuchung von Abfällen zur Deponierung, andererseits die bis zu dem Zeitpunkt nur ansatzweise vorhandenen statistischen Konzepte zur Beurteilung von Abfällen im Verordnungsrang umsetzen. Ziel war die Etablierung möglichst (kosten)effizienter Untersuchungsverfahren mit maximaler Repräsentativität, die die Abfallbeurteilungen in Österreich auf einem möglichst hohen, aber wirtschaftlich vertretbarem Niveau festlegen sollten. Nach ca. zwei Jahren praktischer Umsetzung der Untersuchungsverfahren wurde seitens des BMLFUW begonnen, die einzelnen Systeme auf deren Praxistauglichkeit und etwaige Umsetzungsprobleme hin zu evaluieren. Hierzu wurden in verschiedenen Arbeitsgruppen gemeinsam mit Gutachtern, Fachvertreter der Länder sowie Abfallbesitzern Verbesserungsvorschläge erarbeitet und diskutiert. Diese Verbesserungen sollen im Zuge der Novellierung der Deponieverordnung Ende 2012/Anfang 2013 umgesetzt werden. Die Darstellung der konkreten Erfahrung mit den Ideen und Konzepten der Untersuchungsverfahren der Deponieverordnung 2008 sowie die durchgeführten Korrekturen und Verbesserungen im Rahmen der Novelle sind Ziel dieser Arbeit.

## 2 PARAMETERUMFANG - VOLLANALYSE

Bis einschließlich der Deponieverordnung 1996 konnte der Parameterumfang einer Abfalluntersuchung vom Gutachter frei festgelegt werden. Dies ergab uneinheitliche Untersuchungen, eine enorme Rechtsunsicherheit für Abfallbesitzer, Gutachter und Deponiebetreiber. Mit der

Deponieverordnung 2008 wurde ein einheitlicher Parameterumfang definiert, der bei jeder Abfalluntersuchung zumindest in einer (Sammel)probe zu untersuchen ist („Vollanalyse“). Der Parameterumfang der Vollanalyse enthielt neben allen, in irgendeiner Deponieklasse begrenzten Parametern, auch zahlreiche Parameter, für die kein Grenzwert definiert ist. Die Beurteilung der nicht begrenzten Parameter ist im Zuge der „Beurteilung des Deponieverhaltens“ vom Gutachter zu treffen.

- Die „Vollanalyse“ als vereinheitlichter Parameterumfang hat sich als definierter Terminus etabliert (insb. in Ausschreibungen aber auch in sonstigen Abfalluntersuchungen) und bewährt, so ist eine Ablagerung auf allen passenden Deponieklasse ohne weitere Untersuchung von „fehlenden“ Parameter möglich,
- die Beurteilung der Untersuchungsergebnisse von nicht begrenzten Parameter im Rahmen der „Beurteilung des Deponieverhaltens“ hat sich aufgrund fehlender konkreter Vorgaben als schwierig erwiesen und
- bei einigen Abfällen (insbesondere bei Altlasten oder Ölfällen) ist eine sehr hohe Zahl an Vollanalysen notwendig, obwohl die Kontamination gut bekannt ist und nur eine wenige Parameter tatsächlich grenzwertrelevant sind.

In der Novelle zur Deponieverordnung 2008 soll nun der Parameterumfang der Vollanalyse auf alle, in irgendeiner Deponie(unter)klasse begrenzten Parameter reduziert werden. Zudem wird in Spezialfällen, insbesondere bei Altlasten oder Abfälle von Unfällen mit eindeutig bekannten Kontaminationen (z.B. Mineralöl), eine Einschränkung des Parameterumfangs zulässig sein.

### 3 GRENZWERTEINHALTUNG – TOLERANZWERT

Das Konzept der Toleranzwerte – also der Zulässigkeit der Überschreitung des Grenzwertes für einzelne Untersuchungsergebnisse - war bereits in der Deponieverordnung 1996 vereinzelt anwendbar, wurde aber mit der Deponieverordnung 2008 präzisiert und auf alle (statistischen) Untersuchungsverfahren ausgeweitet (außer Untersuchung von Aushubmaterial vor Beginn der Aushub- oder Abräumtätigkeit, da hier keine Mittelwertbildung zulässig bzw. sinnvoll ist). Der Toleranzwert wurde in Abhängigkeit der Größenordnung des Grenzwertes festgelegt, eine Überschreitung bis zu diesem Wert ist zulässig, solange der Abfall den Grenzwert im Mittel einhält. Das Konzept würde übereinstimmend begrüßt und hat sich insofern bewährt, als die Einhaltung der Toleranzwerte – im Gegensatz vor allem zu einem Ausreissereliminationsverfahren – einfach nachzuweisen bzw. zu überprüfen ist. Im Zuge der Novelle der Deponieverordnung 2008 soll daher an diesem System festgehalten werden.

### 4 BEURTEILUNGSMASSTAB

Vor der Deponieverordnung 2008 war die „Genauigkeit“ einer Abfalluntersuchung eher diffus über eine festgelegte Mindestanzahl an Proben, Untersuchungen, Schürfen (bei Aushubmaterial) oder Anlieferungen (bei Abfallströmen) festgelegt. Im Zuge der Deponieverordnung 2008 sollte für verschiedene Abfälle abhängig von Abfallanfall, Kontamination und Kontaminationswahrscheinlichkeit konkret festgelegt werden, welche maximale Masse tatsächlich einer analytischen Untersuchung unterzogen werden soll.

- Die Festlegung des Beurteilungsmaßstabes hat sich als anschauliches Maß der „Genauigkeit“ einer Abfalluntersuchung etabliert.
- Bei kleinen und kleinsten Abfallströmen (weniger als 1.000 Tonne/a) ergab der festgelegte maximale Beurteilungsmaßstab von 200 Tonnen logistische Probleme aufgrund fehlender Zwischenlagerkapazitäten.
- Insbesondere für (gefährlich) kontaminierte Aushubmaterialien, die nach Aushub untersucht werden sollen oder müssen, waren die Beurteilungsmaßstäbe generell zu niedrig angesetzt, wodurch sich in Einzelfällen ein sehr hoher, fachlich nicht gerechtfertigter Untersuchungsaufwand ergab.

In der Novelle der Deponieverordnung 2008 soll für kleine Abfallströme bis 1000t/a der Beurteilungsmaßstab vom Gutachter frei festlegbar bzw. auf individuelle logistische Gegebenheiten abstimmbare sein. Für Aushubmaterialien, die nach dem Aushub untersucht werden sollen, ist das Verfahren der neu geschaffenen ÖNORM S2127 („Grundlegende Charakterisierung von Abfallhaufen oder festen Abfällen aus Behältnissen und Transportfahrzeugen“) anzuwenden, wodurch auch bei kontaminierten Materialien der Beurteilungsmaßstab auf ein fachlich sinnvolles Maß korrigiert wurde.

## 5 MEHRSTUFIGE UNTERSUCHUNGSVERFAHREN

Insbesondere bei Aushubmaterialien wurden mit der Deponieverordnung 2008 mehrstufige Untersuchungsverfahren eingeführt, die als erste Stufe eine Erstuntersuchung (von Sammelproben mehrerer gezogener qualifizierter Stichproben) auf den gesamten Parameterumfang (z.B. Wertungsklassen gemäß Bundesabfallwirtschaftsplan oder Vollanalyse) vorsehen. Bei Überschreitung von Grenzwerten ist eine Detailuntersuchung aller qualifizierten Stichproben auf die jeweiligen Parameter vorgesehen. Beim Ausheben sind die einzelnen Teilmengen bzw. Anteile, die auch nach einer Detailuntersuchung eine unterschiedliche Qualität aufweisen, getrennten Deponiekompartimenten zuzuteilen. Ziel war ein möglichst geringer Untersuchungsaufwand bei nicht grenzwertrelevanter Abfallqualität, aber eine ausreichend genaue Untersuchung bei Schadstoffgehalten in Grenzwertnähe oder bei Grenzwertüberschreitungen.

- Das Konzept eines zweistufigen Verfahrens bei Aushubmaterialien wurde grundsätzlich positiv aufgenommen, bei einer Grenzwertüberschreitung kann eine Detailuntersuchung ohne weitere Beprobung durchgeführt werden.
- Bei (nicht gefährlich) kontaminierten Aushubmaterialien (Aushubkategorie III) ist eine Zuordnung nach Erstuntersuchung nur maximal bis zur Baurestmassendeponie zulässig. In der Praxis bewegen sich derartige Materialien jedoch im Bereich Baurestmassen- bis Reststoffqualität.

Im Zuge der Novelle der Deponieverordnung 2008 soll für nicht gefährliche verunreinigte Aushubmaterialien eine direkte Zuordnung zur Reststoffdeponie bereits nach Erstuntersuchung möglich sein.

## 6 „STATISTISCHE“ UNTERSUCHUNGSVERFAHREN BEI ABFALLHAUFEN

Bei der Untersuchung von einzelnen Abfallhaufen (ausgenommen Aushubmaterial bei der Untersuchung nach Beginn der Aushubtätigkeit) wurde versucht, durch Einführung einer Zufallsverteilung der zu ziehenden Proben auf konkrete Teilmengen des Abfallhaufens die Anzahl an Proben – bei gleicher bleibender Repräsentativität – zu reduzieren. Damit die Zufallsverteilung nachvollziehbar ist, wurde das entsprechende Verfahren zur Ermittlung von Zufallszahlen in der ÖNORM S2123-2 vorgeschrieben. Abgestuft nach der zu untersuchenden Masse sind auf Basis des Konzepts der Zufallsverteilung vier methodisch unterschiedliche Untersuchungsverfahren vorgesehen, der maximale Beurteilungsmaßstab wurde mit 200 Tonnen für Primärabfälle und mit 100 Tonnen für Sekundärabfälle festgelegt. Als erste Stufe der Untersuchung war eine Sammelprobe aller insgesamt gezogenen qualifizierten Stichproben einer Vollanalyse zu unterziehen.

- Dank der Zufallsverteilung konnte die Anzahl an zu ziehenden Proben für einmalig anfallende Abfälle auf ein sehr effizientes Maß reduziert werden,
- die hohen Komplexität der Systeme führt zu Rechtsunsicherheiten, die korrekte Durchführung der Untersuchungssysteme ist schwer nachzuvollziehen,
- die Unterscheidung zwischen Primärabfällen und Sekundärabfällen ist in der Praxis nicht immer eindeutig, dies führt zu weiteren Rechtsunsicherheiten und
- die theoretisch festgelegte Aufteilung der einzelnen Proben auf einzelne Teilmengen durch eine Zufallsverteilung ist in der Probenahmepraxis oft nicht durchführbar und nicht überprüfbar.

Für die Untersuchung von Abfallhaufen soll im Zuge der Novelle zur Deponieverordnung 2008 die neu erarbeitete ÖNORM S2127 (wie bei Aushubmaterialien bei der Untersuchung nach Beginn der Aushubtätigkeit) anzuwenden sein. Es wurde eine (geringfügige) Erhöhung der Anzahl an Proben zu Gunsten eines einfacheren Systems in Kauf genommen, d.h.

- Maximaler Beurteilungsmaßstab 200 Tonnen (keine Unterscheidung zwischen Primär- und Sekundärabfall),
- keine berechnete Zufallsverteilung mehr, aus jeder Teilmenge (max. 200 Tonnen) ist zumindest eine qualifizierte Stichprobe zu ziehen und
- für die Vollanalyse im Rahmen der Erstuntersuchung sind die qualifizierten Stichproben von maximal fünf Teilmengen zu einer Sammelprobe zusammenzufassen, bei mehr als fünf Teilmengen sind für die Erstuntersuchung weitere Sammelproben (zu je maximal fünf Teilmengen) zu untersuchen.

## 7 „STATISTISCHE“ UNTERSUCHUNGSVERFAHREN BEI ABFALLSTRÖMEN

Bei der Untersuchung von großen Abfallströmen (mehr als 1.000 Tonnen pro Jahr) wurde mit der Deponieverordnung 2008 das sogenannte „Quartalsmodell“ eingeführt. Dieses aus der Produktionsstatistik entlehnte und für Abfallströme adaptierte Modell sieht eine zeitliche Einteilung des Produktionsjahres in Quartale, sowie jedes Quartal in Beurteilungswochen vor. Als Beurteilungsmaßstab wurde die Masse eines Produktionstages festgelegt. Die Festlegung der zu beprobenden Produktionstage geschieht im Zuge der grundlegenden Charakterisierung (erstes Jahr) durch einen fixierten Raster, während der Übereinstimmungsbeurteilungen (zweites bis achtes Jahr) durch eine Zufallsauswahl einzelner Produktionstage innerhalb eines Quartals. Nach einer Vollanalyse der Sammelprobe des ersten beprobten Tages werden die einzelnen Parameter – in Relation zum Grenzwert in unkritische, relevante und grenzwertrelevante Parameter eingeteilt und in weiterer Folge in unterschiedlicher Intensität untersucht. Für die ersten drei untersuchten Produktionstage sind zusätzlich alle gezogenen qualifizierten Stichproben eines Tages zu untersuchen, um die kurzfristige Variabilität (Tagesvariabilität) ermitteln zu können. Aus dieser Tagesvariabilität sind – zusammen mit der Variabilität der einzelnen Tage untereinander – mit Hilfe der statistischen Vorgaben der TR CEN/TR 15310-1 bzw. CEN/TR 15310-5 der ÖNORM EN 14899 die optimale Anzahl an Stichproben sowie die optimale Probenmenge zu berechnen.

- Das Quartalsmodell hat sich zur Untersuchung von Abfallströmen grundsätzlich bewährt, insbesondere die unterschiedliche Untersuchungsintensität einzelner Parameter je nach Grenzwertrelevanz wurde sehr positiv aufgenommen.
- Die Berechnung der optimalen Probenmenge/Stichprobenanzahl gemäß EN 14899 hat sich als zu komplex – insbesondere in Bezug zu den möglichen Einsparpotentialen – herausgestellt.
- Durch die Deponieverordnung 2008 ist die Berechnung sämtlicher kurz-, mittel und langfristigen Variabilitäten vorgeschrieben, dies hat sich in der Praxis als überschießend herausgestellt.

Das Quartalsmodell für große Abfallströme soll auch in Zukunft beibehalten werden, wobei durch die Novelle zur Deponieverordnung 2008 der Parameterumfang im Zuge der Übereinstimmungsbeurteilungen auf die begrenzten Parameter reduziert werden soll (bisher war jedes Jahr zumindest eine Vollanalyse notwendig). Weiters sollen die Berechnungen zur optimalen Probenmenge/Stichprobenanzahl nur mehr optional, jedoch jedenfalls zulässig sein. Hinsichtlich der Berechnung und Darstellung der Variabilitäten soll auf die zwei wichtigsten Kennzahlen fokussiert werden: die kurzfristige Variabilität (Tagesvariabilität) sowie die langfristige Variabilität (Jahresvariabilität). Hierzu soll jedoch eine (verbale) Beurteilung dieser Kennzahlen durch den Gutachter erfolgen.

## 8 KONZEPT DER WIEDERKEHREND ANFALLENDEN ABFÄLLE

Abfallströme im Sinne der Deponieverordnung gehen von einer (annähernd) gleichbleibenden Qualität aus, daher ist die Anwendung eines statistischen Untersuchungsmodells (Quartals-

modell) sinnvoll. In der Praxis sind jedoch auch regelmäßig anfallende Abfälle anzutreffen, die Aufgrund des Entstehungsprozesses oder der Art der Abfälle keine gleichbleibende Qualität aufweisen. Diese Abfälle sind durch rein statistische Systeme – zumindest hinsichtlich der stark schwankenden Parameter – nicht zu erfassen. Für diese Abfälle wurde das System der „wiederkehrend anfallenden Abfälle“ konzipiert, das eine Untersuchung der nicht stark schwankenden Parameter (daher Parameter mit annähernd gleichbleibender Qualität) gemäß dem Quartalsmodell vorsieht, für stark schwankende Parameter jedoch eine Untersuchung zusätzlicher Einzelchargen festlegt. Trotz naturgemäß höherem Untersuchungsaufwand als ein „reines“ Quartalsmodell ist das System effizienter als eine getrennte Untersuchung jeder anfallenden Abfallcharge.

- Nach anfänglicher Bewusstseinsbildung zum Zweck und Nutzen dieses Systems wird das System vermehrt angenommen, die Erfahrungen sind grundsätzlich positiv.
- Das System ist aufgrund der Verwebung von statistischem Modell (Quartalsmodell) und Einzelchargenbeprobung in der praktischen Umsetzung sehr komplex.
- Das System sieht nicht zwingend die Untersuchung jeder Charge auf die stark schwankenden Parameter vor, dies erzeugt Rechtsunsicherheit bei tatsächlich nicht untersuchten Abfallchargen.

Mit der Novelle der Deponieverordnung 2008 soll das Modell grundsätzlich erhalten, aber wesentlich vereinfacht werden. Für wiederkehrend anfallende Abfälle soll jede anfallende Charge gemäß ÖNORM S2127 untersucht werden, wobei jedoch die Erstuntersuchung (Vollanalyse) entfällt bzw. nur einmal pro Jahr durchzuführen ist. Dementsprechend ist jede Charge nur auf die tatsächlich stark schwankenden bzw. grenzwertrelevanten Parameter zu untersuchen. Damit ist eine lückenlose Zuordnung jeder Charge zur jeweils passenden Deponie(unter)klasse möglich, auf statistische Berechnungen nicht stark schwankender Parameter soll verzichtet werden.

## 9 SCHLUSSFOLGERUNG, ZUSAMMENFASSUNG

Die Ideen und Konzepte der Annahmeverfahren der Deponieverordnung 2008 sowie die Untersuchungsverfahren haben sich grundsätzlich als eine sinnvolle Weiterentwicklung der bereits existierenden Untersuchungskonzepte früherer Normen bzw. Regelwerke herausgestellt. Insbesondere die Manifestierung „statistischer“ Herangehensweisen wie Festlegung von Beurteilungsmaßstäben abhängiger Art und Kontamination eines Abfalls, Mittelwertbildung und Toleranzbereiche für einzelne Untersuchungsergebnisse oder aber auch ein einheitlicher Parameterumfang sind positiv zu sehen.

Insbesondere komplexere statistische Verfahren (Zufallsverteilung, Berechnung von Probenanzahl und Probenmenge auf Basis tatsächlicher Variabilitäten) haben sich als weniger praxistauglich erwiesen, vor allem durch die sehr schwierige Kontrolle der korrekten Durchführung und der daraus resultierenden, sehr umfangreichen Dokumentationsanforderungen.

Die im Zuge der in Arbeit befindlichen Novelle des „Anhang 4“ der Deponieverordnung 2008 geplanten Verbesserung und Korrekturen sowie die insgesamt zu reduzierende Komplexität der Untersuchungsverfahren sollten die Anwendbarkeit in der Praxis verbessern und eine möglichst umfassende Rechtssicherheit bei der Beurteilung von Abfällen gewährleisten.

## LITERATUR

- BGBI II 2008/39 idF (2008) Deponieverordnung 2008.  
BMLFUW (2009) Erläuterungen zur Deponieverordnung.  
ÖNORM EN 14899 (2006) Charakterisierung von Abfällen – Probenahme von Abfällen – Rahmen für die Erstellung und Anwendung eines Probenahmeplans.  
ÖNORM S 2126 (2010) Grundlegende Charakterisierung von Aushubmaterial vor Beginn der Aushub- oder Abräumtätigkeit.

- ÖNORM S 2127 (2011) Grundlegende Charakterisierung von Abfallhaufen oder festen Abfällen aus Behältnissen und Transportfahrzeugen.
- CEN/TR 15310-1 (2006) Characterization of waste – Sampling of waste materials – Part 1: Guidance on selection and application of criteria for sampling under various conditions.
- CEN/TR 15310-5 (2006) Characterization of waste – Sampling of waste materials – Part 5: Guidance on the process of defining the sampling plan.

# Landfill Mining – ein Beitrag der Abfallwirtschaft für die Ressourcensicherung

K. Fricke, K. Münnich, C. Heußner & S. Wanka  
*TU Braunschweig, Abt. Abfall- und Ressourcensicherung  
Braunschweig, Deutschland*

M. Krüger  
*Tönsmeier GmbH & Co. KG,  
Porta Westfalica, Deutschland*

G. Rettenberger  
*Fachhochschule Trier, Lehr- und Forschungs-  
bereich Abfalltechnik, Trier, Deutschland*

B. Schulte  
*Gesellschaft zur Verwertung  
organischer Abfälle mbH & Co. KG  
(GVoA), Hille, Deutschland*

**KURZFASSUNG:** Urban Mining bedeutet aus dem Englischen übersetzt „städtischer Bergbau“ und umfasst im weitesten Sinne anthropogen geschaffene Lagerstätten materieller Ressourcen. In Deutschland wurden seit 1975 etwa 2,5 Mrd. Tonnen an Siedlungsabfällen deponiert. Die in diesem Zeitraum weltweit abgelagerten Mengen liegen bei ca. 36 bis 45 Mrd. Tonnen. Allein der Wert der in deutschen Siedlungsabfalldeponien seit 1975 eingelagerten Ressourcen Eisen, Kupfer und Aluminium werden auf ca. 9 Mrd. Euro geschätzt. Der Rückbau von Deponien mit der Prämisse auf dem Recycling ist grundsätzlich machbar. Details zur angewandten Technik stehen allerdings nicht ausreichend zur Verfügung. Im September 2012 startete ein großangelegtes FuE-Vorhaben des deutschen Ministeriums für Bildung und Forschung sowie des Landes Nordrhein Westfalen zum Thema landfill mining. Ziel des 3 jährigen Vorhabens ist es u.a. Gesamtkonzeptionen für das Landfill Mining zu entwickeln und Informationen zur Umsetzung entsprechender Vorhaben bereitzustellen.

## 1 EINLEITUNG

Gemäß des in den letzten Jahren stattfindenden Paradigmenwechsels der Abfallwirtschaft von einer reinen Entsorgungswirtschaft hin zu einer ressourcenorientierten Wirtschaftsweise ist die Einbindung bestehender Deponien als Lagerstätten wertvoller Sekundärrohstoffe in eine moderne Ressourcenwirtschaft notwendig und folgerichtig.

Der vorliegende Beitrag befasst sich mit dem Landfill Mining, einem Teilgebiet des Urban Minings. Er beinhaltet eine Ressourcenpotenzialabschätzung. Eine kurze Beschreibung der Rückbaumethodik schließt sich diesem Abschnitt an. Anreize und Hemmnisse zum Rückbau werden genannt sowie der erforderliche Forschungs- und Entwicklungsbedarf aufgezeigt.

## 2 WIRKUNGSFELD URAN MINING / LANDFILL MINING - DEFINITION

Urban Mining bedeutet wörtlich aus dem Englischen übersetzt „städtischer Bergbau“ und umfasst im weitesten Sinne anthropogen geschaffene Lagerstätten materieller Ressourcen. Eine allgemein gültige Kategorisierung des Urban Mining existiert bisher nicht. Ein möglicher Ansatz bietet die Kategorisierung nach der Art der Lagerstätte. Urban Mining umfasst nach Fricke et al. (2011) drei voneinander abgrenzbare Formen, die gleichzeitig auch spezifischen Wirtschaftssektoren zugeordnet werden können (siehe Abb. 1):

- Abfallwirtschaft,
- Bergbau und Verhüttung und
- Bauwesen.

Einen formalen Grenzfall dürfte der existierende, aber irgendwann abzureißende und zu ersetzende Gebäude- und Infrastrukturbestand bilden. Gerade für dieses Rohstoffpotenzial ist der noch relativ junge Begriff Urban Mining besonders treffend (Goldmann 2009). In wieweit die klassischen Maßnahmen des Recyclings aus den „rezenten“ bzw. aktuellen Abfallströmen dem Urban Mining zuzuordnen sind, ist strittig.



Am Beispiel Kupfer kann die zukünftige Bedeutung von Urban Mining beeindruckend dargestellt werden. Nach Rechberger (2004) befinden sich mittlerweile mehr Kupfer in „urbanen Lagerstätten“ als in natürlichen Kupfererzminen (siehe Abb. 1).

Urban Mining		
Abfallwirtschaft	Bergbau und Verhüttung	Bauwesen
<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Rezente Abfälle ?</li> <li>▪ Deponien (Landfill mining)               <ul style="list-style-type: none"> <li>- Haus- und Gewerbeabfall</li> <li>- Schlacken und Schlämme</li> <li>- Bauschutt und Boden</li> <li>- Produktionsspezifische Abfälle</li> </ul> </li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Halden               <ul style="list-style-type: none"> <li>- Bergbau</li> <li>- Verhüttung</li> </ul> </li> <li>▪ Versatz</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Gebäude und Infrastrukturbauwerke</li> <li>▪ Leitungen und Installationen</li> </ul>

Abb. 1: Kategorisierung des Urban Mining nach Art der Lagerstätte und der Wirtschaftssektoren

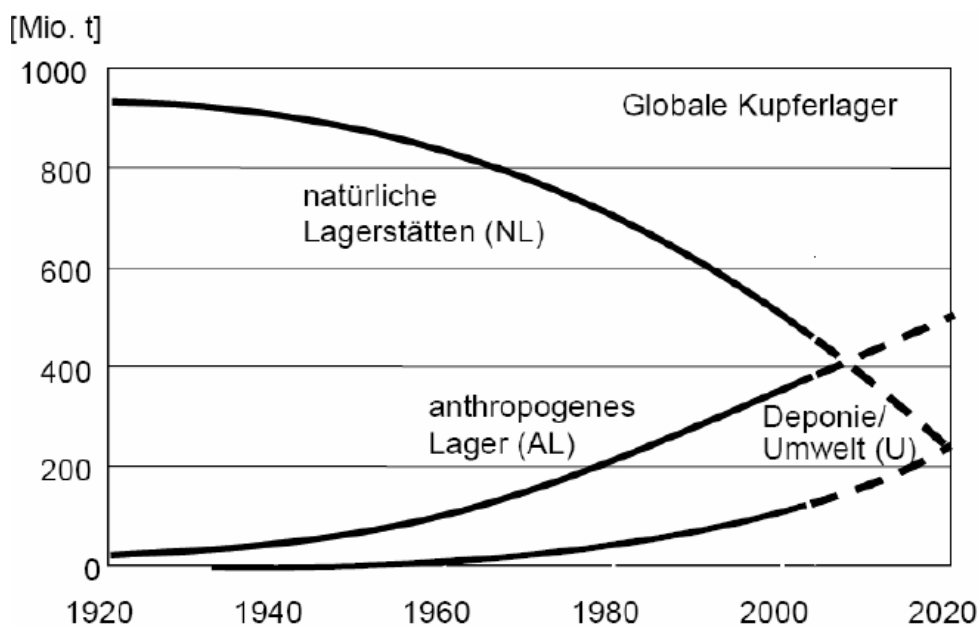


Abb. 2: Entwicklung und Verschiebung der globalen Rohstofflager – Beispiel Kupfer (Rechberger 2004)

### 3 LANDFILL MINING

#### 3.1 Rohstoffpotenziale in Deponien

Nach einer Abschätzung auf Grundlage von Literaturdaten wurden in Deutschland seit 1975 etwa 2,5 Mrd. Tonnen an Siedlungsabfällen deponiert. Die in diesem Zeitraum weltweit abgelagerten Mengen liegen bei ca. 36 bis 45 Mrd. Tonnen (Bilitewski 2000, Fricke & Münnich 2011, Görner et al. 2002, Mocker et al. 2009, UBA 2006). Diese Mengen können als Grundlage für eine überschlägige Mengenermittlung abgelagerter Stoffgruppen dienen. Dazu werden Abfallanalysen verschiedener Epochen sowie Stoffanalysen aus Rückbauprojekten herangezogen.

Tab. 1 zeigt Ergebnisse von Stoffanalysen, die im Rahmen verschiedener Rückbaumaßnahmen von Siedlungsabfalldeponien gewonnen wurden. Erwartungsgemäß fallen die Abfall-

zusammensetzungen sehr unterschiedlich aus. Auffällig sind die vergleichsweise hohen PPK-Anteile und die geringen Mengen an nativ-organischen Bestandteilen. PPK, Kunststoffe, Holz und Textilien bilden die Fraktion der heizwertreichen Fraktion (siehe auch Tab. 2). Bei den seltenen Erden konnten in Untersuchungen von Rettenberger (2012) eine ganze Reihe von Stoffen nachgewiesen werden (siehe Tab. 2). Auffallend ist das Auftreten von Cer, Neodym, Praseodym und Gadolinium in höheren Konzentrationen. Die genannten seltenen Erden finden sich z.B. in Autokatalysatoren (Cer) Färbungen oder Magneten (Neodym, Praseodym) oder in Bildschirmen (Gadolinium).

Ein hohes Wertstoffpotenzial an mineralischen und metallischen Komponenten beinhalten Deponien für MVA-Schlacken (siehe Tab. 3). Ausschlaggebend ist, dass bei der Schlackeaufbereitung erst in der jüngeren Zeit, und dies auch nur vereinzelt und mit vergleichsweise geringer Abschöpftrate, Ne-Metalle abgetrennt werden. Potenzialanalysen, durchgeführt in MVA-Schlacken aus der Schweiz, deuten darauf hin, dass die Metallgehalte deutlich höher sind als bisher angenommen (siehe Tab. 3). So liegen die Fe-Gehalte in einer Größe um 16 %, die von Aluminium um 5 % und die von Kupfer um 0,5 %. Nach Angaben der ITAD (2009) werden lediglich ca. 7,5 % Fe-Metalle und 0,7 % Ne-Metalle im Rahmen Schlackeaufbereitung abgetrennt.

Tab. 1: Ergebnisse von Stoffanalysen aus Rückbauprojekten (Rettenberger 2009, Fricke et al. 2011, Mehlhart & Ustohalova 2012)

Abfallfraktionen	Masse (in % Feuchtsubstanz)
Papier / Pappe / Kartonage	8 – 6
Holz	3 – 10
Kunststoffe	4 – 9
Textilien	1 – 3
Fe-Metalle	1 – 4
Ne- Metalle	0,3 – 0,8
Glas	2 – 4
Mineralische Stoffe	30 – 75
Nativ Organik	6 – 12
Klärschlämme	1 – 3

Tab. 2: Seltene Erden in Proben aus einem Deponierückbau (Rettenberger, 2012)

Probe	1/1	2/1	3/1	1/2	2/2	3/2	1/3	2/3	3/3
Element	mg/kg								
Ge	0,7	1	0,2	2,3	2	0,2	2	2,4	0,9
Nb	1,7	1,3	1,2	1,2	1,5	1,1	1,3	2,1	1,8
Ru	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1
Rh	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1
In	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1
La	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1
Ce	15	17	6,9	46	41	7,4	38	42	21
Pr	1,8	2	0,7	5,4	4,8	0,8	4,5	4,9	2,5
Nd	6,7	7,4	2,9	21	19	3,1	18	19	9,5
Sm	1,3	1,4	0,4	4	3,7	0,6	3,3	3,5	1,9
Eu	0,3	0,4	0,2	0,8	0,8	0,2	0,7	0,8	0,5
Gd	1,2	1,4	0,6	4,1	3,8	0,6	3,2	3,6	2
Tb	0,2	0,2	< 0,1	0,5	0,5	< 0,1	0,4	0,5	0,3

Dy	0,8	0,8	0,3	2,2	2,1	0,4	2	2,2	1,2
Ho	0,1	0,2	< 0,1	0,4	0,4	< 0,1	0,3	0,4	0,2
Er	0,4	0,5	0,2	1,1	1,1	0,3	1	1,1	0,7
Tm	< 0,1	< 0,1	< 0,1	0,1	0,1	< 0,1	0,1	0,1	< 0,1
Yb	0,4	0,4	0,2	0,9	0,8	0,2	0,8	0,8	0,5
Lu	< 0,1	< 0,1	< 0,1	0,1	0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	0,6
Hf	0,2	0,3	0,2	0,4	0,4	0,3	0,4	0,6	0,4
Ta	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1
Re	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1
Os	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1
Ir	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1

Tab. 3: Gesamtgehalte der KVA-Schlacke (Morf et al. 2008)

Metall	Masse (in % Feuchtsubstanz)
Eisen	15,6
Aluminium	5,3
Nickel	0,03
Chrom	0,09
Kupfer	0,47

Das Potenzial an heizwertreichen Abfallkomponenten, an ausgewählten Metallen und Mineralien aus dem Ablagerungszeitraum von 1975 bis 2005 sind in Tab. 4 dargestellt. Allein der Wert der in deutschen Siedlungsabfalldeponien seit 1975 eingelagerten Ressourcen Eisen, Kupfer und Aluminium werden auf ca. 9 Mrd. Euro geschätzt, die heizwertreichen Stoffe – bezogen auf Erdöläquivalent - auf weitere ca. 60 Mrd. Euro. Über den Beitrag, den das Landfill Mining anteilig an der Ressourcenversorgung in Deutschland leisten kann, liegen ebenfalls grobe Schätzungen vor (siehe Tab. 4). Die absoluten Beiträge z.B. der Sekundärbrennstoffe mögen als gering erscheinen. Betrachtet man allerdings zusätzlich die Zeitschienen in der diese Sekundärrohstoffe bereitgestellt werden können, bietet sich ein anderes Bild. Über 20 Jahre könnten 2,5 – 4 % des Bedarfes an Primärenergieträgern bereitgestellt werden. Es müsste eine MVA-Kapazität von jährlich 12,5 Mio. Tonnen verfügbar sein. Über den Zeitraum von 20 Jahren könnten 14 bis 17 % des jährlichen Phosphatbedarfs gedeckt werden, ein Rohstoff der nur noch ca. 100 Jahre verfügbar ist und für den es kein Substitutionsprodukt gibt.

Tab. 4: Rohstoffpotenziale absolut und im Vergleich eines Jahresbedarfs in Deutschland (Rettenberger 2009, Franke 2012, eigene Daten)

	Menge in Mio. Tonnen	Anteil eines Jahresbedarfs in Deutschland Angaben in %
Aluminium	0,5 – 0,7	50 – 65
Eisen	20 – 28	100 – 180
Kupfer	0,9 – 1,2	140 – 170
Phosphat	0,35 – 0,65	270 – 350
Heizwertreiche Fraktion <sup>1), 2)</sup>	250 – 400	50 – 80

1) Papier/Pappe, Kunststoffe, Verbunde, Textilien, Holz)

2) Bezug Primärenergiebedarf

### 3.2 Status quo Landfill Mining

Der Rückbau deponierter Abfälle wird weltweit seit über 55 Jahren betrieben. Erstmals wurden im Jahr 1953 in Israel die in einer Deponie abgelagerten Abfälle wieder aufgenommen, um daraus einen Wertstoff – in diesem Fall einen Bodenverbesserer – zu gewinnen (Savage et al.

1993). Den Angaben der Literatur zufolge wurden dann erst wieder Ende der 80ziger Jahre verstärkt Deponien zurückgebaut (Budde et al. 2002). In dieser Zeit sind dann vor allem in den USA entsprechende Projekte unter den verschiedensten Aspekten zurückgebaut worden (Budde et al. 2002). Die größte Maßnahme war dabei der Rückbau aus Gründen des Grundwasserschutzes der Deponie Collier County in Florida (Lee & Jones 1990). Hierbei wurde festgestellt, dass aufgrund der in den USA üblichen Einbautechnik die Bodenfraktion ca. 60 % der aufgenommenen Masse bildete (USEPA 1997). Die erste Deponieumlagerung in Europa erfolgte ab 1990 in Wien (Deponie Donaupark), wobei hier erstmalig durch ein Belüftungsverfahren der Deponiekörper von anaeroben auf aerobe Bedingungen umgestellt wurde und so die Umlagerung in einem Siedlungsgebiet überhaupt erst möglich war (Spillmann et al. 1992). Das erste Projekt in Deutschland war das Demonstrationsprojekt auf der Deponie Burghof/Horrheim ab 1993 (Rettenberger et al. 1995). Eine Vielzahl an Deponien wurden in den letzten Jahren in Europa zurückgebaut (Sardinien in 1994), Filbona in Schweden (Hogland et al. 1997), Fischer Deponie in Österreich ab 2002 (Kreuzwieser & Dörrie 2003). Die Umlagerung der Deponie Sharjah in den Arabischen Emiraten, die im Jahr 2007 abgeschlossen wurde (Göschl 2006) gilt als eines der größten bisher durchgeführten Vorhaben (6,4 Mio. m<sup>3</sup>). Anlass war die Nachnutzung der Flächen für Siedlungszwecke. Der Großteil der Abfälle wurde nach einer aeroben Stabilisierung und der Herausnahme von Holz und Metallen auf neuen, dem Stand der Technik entsprechenden Flächen wieder eingebaut.

Die Gründe für das Landfill Mining haben sich mit der Zeit geändert, so lag der Schwerpunkt in Deutschland in den 80iger und 90iger Jahren vornehmlich auf dem Aspekt der Gewinnung von Deponievolumen und der Deponiesanierung. Die Auswertung von 77 weltweit durchgeführten Rückbaumaßnahmen (Volumen > 10.000 m<sup>3</sup>) zeigt, dass vor allem Gründe des Grundwasserschutzes (33 %) im Vordergrund standen (Budde et al. 2002). Weitere Gründe waren Volumengewinn (20 %), Wertstoffgewinnung (13 %), interne Deponiebaumaßnahmen (13 %), Gewinnung von Siedlungsfläche (12 %) sowie Reduktion der Nachsorgekosten (8 %). In den Rückbaumaßnahmen wurden vergleichsweise geringe Stoffströme gezielt einer Verwertung zugeführt. Dieser Stoffstrom wurde lediglich auf andere, dem Stand der Technik ausgestattete Flächen, umgelagert. Insgesamt ist in den letzten Jahren weltweit eine stetige Zunahme der Anzahl an Deponierückbaumaßnahmen feststellbar, wobei der Aspekt des Landfill Minings als Bestandteil des zurzeit viel diskutierten Urban Minings zunehmend eine Rolle spielt. Ein Landfill Mining unter dem primären Aspekt der Rückgewinnung von Ressourcen ist bisher weder bei Hausmüll- noch bei Schlackedeponien durchgeführt worden.

Die Literaturrecherche zeigt, dass Schlackendeponien bisher kaum zurückgebaut wurden. Der Schwerpunkt der Forschung lag in den letzten Jahrzehnten in der Ermittlung der von diesen Deponien langfristig ausgehenden Sickerwasseremissionen. Das Potenzial an Sekundärrohstoffen ist jedoch hoch, so wurden anlässlich eines Rückbaus in 2005 aus einer Schlackendeponie in der Schweiz aus ca. 200.000 Tonnen Material rund 4.270 Tonnen Eisen, Aluminium, Kupfer und Messing gewonnen.

Die bisher durchgeführten Maßnahmen zeigen, dass der Rückbau von Deponien und die mechanische Materialaufbereitung grundsätzlich machbar sind, ein Stand der Technik ist bisher nicht definiert worden. In einigen Bereichen (z.B. Stabilisierung der Abfälle, Technik des Lösens der Abfälle) haben sich bestimmte Techniken in der Praxis durchgesetzt (DWA/VKS 2012). In weiten Bereichen stehen allerdings Details zur angewandten Technik für die Verfahrensstufen Rückbau, Aufbereitung und Sortierung, Wertstoffkonfektionierung, Reststoffbehandlung und Reststoffentsorgung nicht in ausreichend belastbarer Form zur Verfügung.

### 3.3 Ablaufplan Landfill Mining

Der erste Schritt bei einem Projekt zum Landfill Mining ist die Durchführung einer Vorerkundung (Machbarkeitsstudie) für den rückzubauenden Standort (siehe Abb. 3). Hierbei werden u.a. die Abfallarten und besondere Ablagerungsbereiche ermittelt, die Hinweise auf zu erwartenden Abfallströme und Wertstoffpotenziale geben. Sie dient der Überprüfung, ob das Projekt unter ökonomischen und ökologischen Randbedingungen durchführbar ist. Des Weiteren ergeben sich Hinweise zum einen auf Gefährdungspotenziale und die daraus abzuleitenden Sicherheitsmaßnahmen und zum anderen auf die einzusetzenden Gerätschaften.

Ergeben die Vorerkundungen Hinweise, dass aufgrund der Abfallzusammensetzung und des Alters noch erhöhte Deponiegasvolumen beim Rückbau freigesetzt werden können, muss eine aerobe Stabilisierung der umzulagernden Abfallbereiche erfolgen. Durch eine gezielte Belüftung und Absaugung erfolgte eine Umstellung der Milieubedingungen im Abfallkörper von anaeroben auf aerobe Verhältnisse, so dass eine weitere Entstehung von Deponiegas verhindert wird und gleichzeitig andere flüchtige Komponenten gefasst werden. Die gefassten Gase müssen in mehrstufigen Filteranlagen gereinigt werden. Durch diese Maßnahme werden nicht nur die Gas- und Geruchsemissionen minimiert, es kann auch eine Reduktion des Wassergehaltes im Abfall erzielt werden, was für die weiteren Arbeitsschritte vorteilhaft ist.

Im dritten Schritt erfolgt der schichtenweise Abbau des Abfalls und des Transportes zu den einzelnen Behandlungsaggregaten. Bereits beim Ausbaggern kann eine Vorsortierung des Abfalls erfolgen. Im anschließenden 4. Schritt werden die einzelnen Stoffströme weiter aufgetrennt und klassifiziert, um für die weitere Konfektionierung und Behandlung definierte Abfallfraktionen zu erhalten.

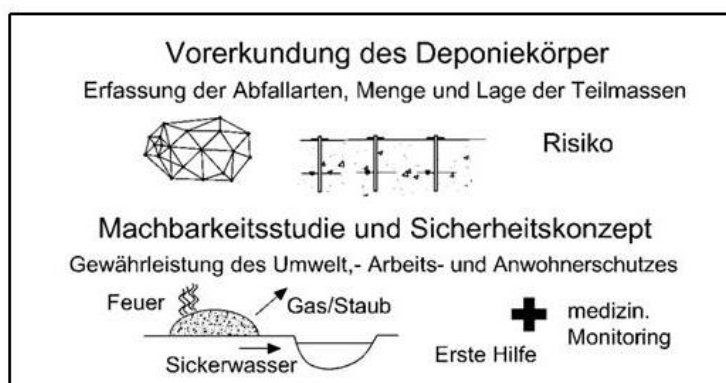
Im fünften Schritt erfolgt die stoffstromspezifische Konfektionierung und Behandlung. Ob und welche Behandlungsschritte - mechanisch und oder biologische sowie thermische - zu integrieren sind, bedarf der Einzelfallprüfung. Von großer Bedeutung für einen Deponierückbau ist der Verbleib der nicht verwertbaren Reststoffe. Hierbei sind die Deponieverordnung (DepV, 2009) und die hier geforderten Ablagerungskriterien relevant. Zurückgebaute Abfälle weisen vergleichsweise niedrige biologische Aktivitäten auf mit Werten deutlich unterhalb der Stabilitätsgrenzwerte aus der Deponieverordnung (siehe Tab. 5). Bei den analysierten Proben handelte es sich um Materialien, die über einen Zeitraum von mindestens 15 Jahren im Deponiekörper eingelagert waren. Eine biologische oder thermische Behandlung vor dem Wiedereinbau ist bei derart geringen biologischen Aktivitäten nicht erforderlich.

Tab. 5: Biologische Stabilität zurückgebaute Abfälle, Daten aus verschiedenen Rückbauprojekten (Rettenberger 2012, eigene Daten aus Rückbau Deponie Deiderode, LK Göttingen)

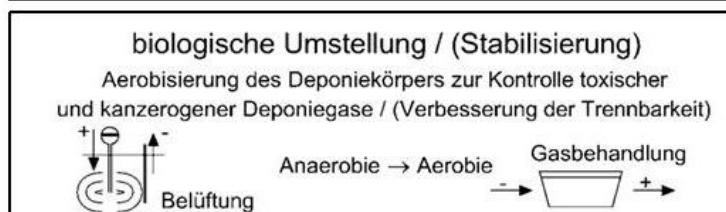
Ablagerungsparameter	Bereich	Mittelwert	Grenzwert DeponieV
Atmungsaktivität (AT <sub>4</sub> )	1,2 – 6,8	3,3	≤ 5 mgO <sub>2</sub> /gTS
TOC <sub>Eluat</sub>	87	21 – 200	≤ 300 mg/Liter
Gasbildungspotenzial (GB <sub>21</sub> )	3,5	1,1 – 11,6	≤ 20 NI/kg TS

Der Anteil, der im sechsten Schritt nach einer entsprechenden Reinigung und Behandlung wieder einer geordneten Deponie zugeführt werden ist auf ein Minimum zu reduziert. Die Deponierung sollte stoffspezifisch und rückholbar erfolgen.

## Schritt 1: Feasibility-Studie



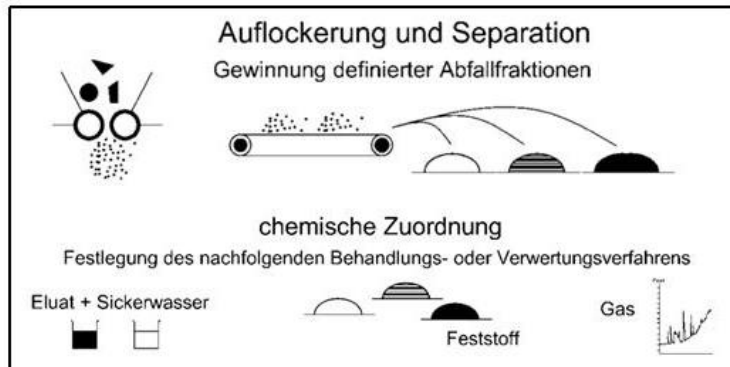
## Schritt 2: Stabilisierung



**Schritt 3:  
Materialausbau**



**Schritt 4:  
Trennung**



**Schritt 5:  
Behandlung und  
Verwertung**



**Schritt 6:  
Deponierung**



Abb. 3: Ablauf des Deponierückbaues

3.4 Motivation und Hemmnisse

Als Argumente für den Rückbau sind neben dem Aspekt der Ressourcengewinnung insbesondere die Kosteneinsparungen bei der Stilllegung und Nachsorge und die Erlöse aus dem Flächenrecycling sowie die Reduktion der Umweltbelastungen zu nennen (siehe Tab. 6).

Deponien beinhalten ein hohes Umweltgefährdungspotenzial für die Umweltkompartimente Wasser und Luft/Klima. Klimarelevante Deponiegasemissionen wie Methan entstehen durch den anaeroben Abbau organischer Abfälle. Sickerwässer, belastet mit Schwermetallen, Salzen und organischen Schadstoffen, werden, sofern Basisdichtungen vorhanden sind, in der aktiven Betriebsphase und in der Nachsorge gefasst und gereinigt. Nach Abschluss der Nachsorgephase ist das Wassergefährdungspotenzial durch die o.g. Schadkomponenten nach wie vor im Deponiekörper in nicht unerheblichem Umfang vorhanden.

Nach Abschluss der Stilllegungsmaßnahmen bedürfen Deponien einer Nachsorge. Prognosen für deren Dauer reichen von 30 bis weit über 200 Jahre. Die Kosten der Stilllegung und Nachsorge liegen groben Schätzungen zu Folge, allein für die bis 2009 stillgelegten ca. 200 Siedlungsabfalldeponien und ca. 200 Industrieabfalldeponien in einer Größenordnung von 2 bis 6 Mrd. Euro. Für die Nachsorge sind weitere 15 bis 30 Mrd. Euro zu veranschlagen (Stegmann 2006, eigene Daten).

In Deutschland sind über 100.000 Altdeponierungen registriert. Die Größe der potenziell für das so genannte Flächenrecycling zur Verfügung stehenden Fläche beträgt allein durch die im Zeitraum von 1995 bis 2005 bzw. 2009 stillgelegten Siedlungsabfalldeponien ca. 15.000 ha (Fricke et al. 2006). Aus ökonomischer Sicht ist das Flächenrecycling durch den Rückbau von Deponien besonders interessant bei Deponien an exponierten Standorten.

Die Volumengewinnung zur Laufzeitverlängerung ist in Deutschland nicht mehr von besonderer Relevanz. Anders verhält es sich in den rasant wachsenden Ballungsgebieten der

Entwicklungs- und Schwellenländer. Der Rückbau erfolge hier häufig mit dem Ziel der Volumengewinnung in Verbindung mit der Umlagerung auf abgedichtete Flächen

Die bisher durchgeführten Vorhaben zeigen, dass der Rückbau von Deponien und die Materialaufbereitung grundsätzlich machbar sind. Details zur angewandten Technik stehen nicht in ausreichend belastbarer Form zur Verfügung (siehe Kapitel 4).

Ein nicht zu unterschätzender Punkt dürfte die Akzeptanz sein. Die Rückbaumaßnahme wird bei den Anliegern vermutlich auf wenig Gegenliebe stoßen, auch wenn der Standort nach Abschluss der Maßnahme eine deutliche Aufwertung erfährt. Der Öffentlichkeitsarbeit muss in diesem Zusammenhang ein hohes Maß an Bedeutung zugesprochen werden.

Ökologisch ist der Rückbau mit möglichst umfassender Rückführung des Deponiegutes in den Stoffkreislauf und das damit verbundene Flächenrecycling sicherlich unumstritten. Die Gretchenfrage wird sich auf ökonomische Aspekte kaprizieren. Erlöse aus dem Sekundärrohstoffverkauf, dem Flächenrecycling und Einsparungen bei der Stilllegung und Nachsorge stehen Aufwendungen des Rückbaus und des Reststoffentsorgung gegenüber. Mit Ausnahme einzelner Sonderstandorte ist der Rückbau ökonomisch heute sicherlich noch nicht darstellbar. Legt man allerdings die als äußerst kritisch einzustufende Verfügbarkeit einiger wichtiger Ressourcen zu Grunde, bedarf es keiner besonders ausgeprägten hellseherischen Fähigkeiten, um bewegte Zeiten am Primärrohstoffmarkt und somit auch auf dem Sekundärrohstoffmarkt zu prognostizieren, bei der sich die Preisspirale nur in eine Richtung dreht – aufwärts. Für das Landfill Mining bedeutet dies, dass nicht die Frage nach dem „Ob“ sondern nach dem „Wann“ zu stellen ist.

Tab. 6: Gründe für und gegen den Deponierückbau

Motivation / Anreiz	Hemmnisse
Erlöse durch Gewinnung von Sekundärrohstoffen	Aufwendungen für Rückbau, Aufbereitung und Konfektionierung ggf. auch Behandlung und Umlagerung
Erlöse aus Flächenrecycling	Verringerung der Akzeptanz bei den Anliegern während der Rückbaumaßnahme, hauptsächlich verursacht durch Abluft- und Lärmemissionen
Kosteneinsparungen bei Stilllegung und Nachsorge Deponieertüchtigung und Altlastensanierung	Unklare rechtliche Rahmenbedingungen Fehlen ausreichend belastbarer Daten zum Rückbau u.a. Produktqualität, Ökonomie/Ökologie
Verlängerung der Laufzeit durch Volumengewinnung	Beeinträchtigung der Akzeptanz durch Emissionen aller Art durch den Rückbau.
Erhöhung der Akzeptanz bei den Anliegern durch Aufwertung des Standortes nach Abschluss der Maßnahme? Klima-, Gewässer-, Boden-, Landschaftsschutz	

#### 4 AUSBLICK

Der Rückbau von Deponien mit der Prämisse auf möglichst umfassendem Recycling und das Flächenrecycling ist grundsätzlich machbar. Details zur angewandten Technik stehen allerdings nicht in ausreichend belastbarer Form zur Verfügung. Insbesondere mangelt es an spezifischen Informationen über die Quantität und Qualität der im Deponiekörper eingebauten Stoffe und der hieraus erzielbaren Produktqualitäten. Die verfügbaren Daten stammen darüber hinaus vornehmlich aus der Zeit von 1985 bis 1995. Erfahrungen mit dem Einsatz effizienter Aufbereitungs- und Sortiertechnologien, wie sie speziell in den letzten Jahren entwickelt wurden, liegen nicht vor.

Bezüglich der Investition- und Betriebskosten liegen Informationen, wenn überhaupt, nur bruchstückhaft vor. Es fehlen ganzheitliche Kostenbetrachtungen, mit dessen Hilfe aufgezeigt werden kann, bei welchen ökonomischen Eckdaten sich der Deponierückbau gegenüber den konventionellen Optionen wirtschaftlich gleichwertig oder vorteilhaft darstellt.

Es mangelt auch an ökologischen Betrachtungen. Dies betrifft insbesondere Fragen zur Ressourceneffizienz, aber auch Betrachtungen, die die Aspekte des mit dem Rückbau verbundenen Flächenrecyclings und die mögliche Reduktion deponiebürtiger Emissionen mit einschließt.

Auch wenn Recyclingmaßnahmen und Landfill Mining allein natürlich die Ressourcenverknappung nicht verhindern können, so bilden sie doch einen wichtigen Baustein für die zukünftige Ressourcenversorgung. Landfill Mining markiert einen weiteren wichtigen Meilenstein im Paradigmenwechsel von der Abfall- zur Ressourcenwirtschaft.

Im September 2012 startete ein großangelegtes Forschungs- und Entwicklungsvorhaben des BMBF und des Landes Nordrhein Westfalen zum Thema Urban Mining und Landfill unter Federführung der Fa. Tönsmeier, Porta Westfalica und der ARGE Abfallentsorgungsbetrieb des Kreises Minden-Lübbecke, AML Immobilien GmbH und Gesellschaft zur Verwertung organischer Abfälle.

Ziel des auf drei Jahre angelegten FuE-Vorhabens ist es u.a. Gesamtkonzeptionen für das Landfill Mining zu entwickeln und Informationen für die Entscheidungsfindung und Umsetzung entsprechender Vorhaben in Form von Leitfäden bereitzustellen. Erstmals sollen ganzheitliche Gesamtkonzeptionen zum Rückbau von Deponien für Siedlungsabfälle und Schlacken sowie zur weitestgehenden Nutzung der darin enthaltenen Ressourcen entwickelt werden.

Wesentliche, im Rahmen des Forschungsvorhabens zu bearbeitende Fragestellungen sind:

- Welches Ressourcenpotenzial bieten Deponien?
- Unter welchen Bedingungen kann ein Landfill Mining ökonomisch, ökologisch und sozial nachhaltig gestaltet werden?
- Unter welchen Rahmenbedingungen ist ein Landfill Mining gegenüber konventionellen Optionen ökonomisch und ökologisch gleichwertig oder vorteilhaft?
- Mit welchen technologischen Konzeptionen/Verfahren und Aggregaten sind eine Materialentnahme bzw. ein Deponierückbau und eine erforderliche Aufbereitung effizient realisierbar?
- Welche Sekundärrohstoffe können bereitgestellt werden, in welchen Mengen und Qualitäten, welche Produkte können erzeugt werden? Welchen Beitrag können Altdeponien für die Sicherung ausgewählter Ressourcen liefern?
- Welche technischen Entwicklungen müssen für neue Produkte und Dienstleistungen vorgenommen werden?
- In welchem Umfang können vorhandene Entsorgungsanlagen Aufgaben im System Rückbau wahrnehmen?
- Welche genehmigungsrechtlichen Anforderungen sind zu erfüllen?
- Wie ist die Akzeptanz für derartige Vorhaben z.B. bei der Bevölkerung in unmittelbarer Nähe infrage kommender Standorte einzustufen? Welche Maßnahmen sind für die Arbeitssicherheit und unter Umweltschutzgesichtspunkten zu treffen?

## LITERATUR

- Bilitewski, B. (2000) Abfallwirtschaft: *Handbuch für Praxis und Lehre*, Springer-Verlag, Berlin.
- Budde, F., Chlan, P. & Dörrie, T. (2002) Landfill restoration with the BIOPUSTER-System – a prerequisite for occupational, residential and environmental safety. *EUROARAB 2002*. Inst. LABW, University of Rostock.
- Cossu, R., Motzo, G.M. & Laudadio, M. (1995) Preliminary study for a landfill mining project in Sardinia. *Proc. SARDINIA*.
- Deponieverordnung (DepV) (2009) *Verordnung über Deponien und Langzeitlager* vom 27. April 2009, zuletzt geändert am 17. Oktober 2011.
- Dörrie, T., Breuer, W., Nassour, A. & Spillmann P. (2000) Dokumentation zum Rückbau der Deponie „Helene Berger“ in Niederösterreich. In: *51. Berg- und Hüttenmännische Tag 2000*, TU Bergakademie, Freiberg.
- Faulstich, M. (2009) 40 Jahre Abfallwirtschaft – 40 Jahre „Müll und Abfall“. In: *Müll und Abfall* 4, Erich Schmidt Verlag, Berlin, S. 156-162.
- Franke, M. (2012) *Landfill Mining – Rohstoffpotenziale in Deponien*. Workshop „Option oder Fiktion?“ in Berlin am 10. Februar 2012.
- Fricke, K., Hillebrecht, K., Richter, O., Schmehl, M., Borkowsky, O. & Kratz, R. (2006) *Nachnutzung von Deponien für den Anbau von Energiepflanzen*. FuE-Vorhaben des Bundesamtes für Naturschutz, FZK: 804 34 001, Bonn.



- Fricke, K., Münnich, K. & Schulte, B. (2011) Urban Mining – ein Beitrag für die zukünftige Ressourcensicherung. In: *Ressource Abfall*, Festschrift zur 50-Jahr-Feier des BDE, TK-Verlag, Neuruppin.
- Goldmann, D. (2009) Erschließung neuer Rohstoffpotentiale aus Abfallströmen durch Entwicklung vernetzter Verwertungsstrukturen und mehrstufiger Aufbereitungsprozesse. In: Thome-Kozmiensky & Goldmann: *Recycling und Rohstoffe 2*, TK Verlag, Neuruppin, 251-268.
- Göschl, R. (2006) Deponierückbau im Emirat Sharjah. *Tiefbau 2*, 66-71.
- Lee, G.F. & Jones, R.A. 1990: Use of landfill mining in solid waste management. *Proc. Of Water Quality Management of Landfills*, Water Pollution control Federation, Chicago.
- Hogland, W., Gomes, M.M. & Thorney L. (1997) Landfill mining: space saving, material recovery and energy use. Sem. *On Waste Management and the Environment*, Kalmar, Sweden.
- Kreuzwieser, S. & Dörrie, T. (2003) Altlastensanierung durch Deponierückbau in Österreich – Darstellung der aktuellen Projekte Altlast “Wiener Neudorf” und “Fischer Deponie”. In: *Dr. Gert Morscheck (Ed.)*, 6. Dialog Abfallwirtschaft in Mecklenburg-Vorpommern: Betrieb, Stilllegung und Nachsorge von Deponien Universität Rostock.
- Mehlhart, G. & Ustohalova V. (2012) Workshop „Option oder Fiktion?“ in Berlin am 10. Februar 2012.
- Mocker, M., Fricke, K., Löh, I., Franke, M., Bahr, T., Münnich K. & Faulstich M. (2009) Urban Mining – Rohstoffe der Zukunft, In: *Müll und Abfall 10*, Erich Schmidt Verlag, Berlin.
- Morf, L., Taverna, R. & Buser, A. (2008) *Schlackemonitoring in der KVA Thurgau im Jahr 2007*. GEO Partner AG, Zürich.
- Rettenberger, G. (2009) Zukünftige Nutzung der Deponie als Ressourcenquelle, In: Flamme, Gallenkemper, Gellenbeck, Bidlingmaier, Kranert, Nelles, Stegmann (Hrsg.): *Tagungsband der 11. Münsteraner Abfallwirtschaftstage*, Münster, 101-109.
- Rettenberger, G., Urban Kiss, S., Schneider, R., Gösch, R. & Kremsl, W. (1995) *Deponierückbau an der Deponie Burghof in Vaihingen/Enz-Horrheim*. Korrespondenz Abwasser, 42.
- Rettenberger, G. (2012) Rohstoffpotential in Deponien. In: Thomé-Kozmiensky, K.J. & Goldmann D. (HRSg) *Recycling und Rohstoffe 5*, TK Verlag Karl Thomé-Kozmiensky, Neuruppin, 919-932
- Savage, M.G., Gouleke, C.G., Stein, E.L. (1993) Landfill mining – past and present. *Biocycle*.
- Spillmann, P., Ranner, D. & Reisner, M. (1992) Low-emission waste transposition by converting from anaerobic to aerobic decomposition. In: TU Budapest and Florida State University: *Intern. Symposium Environmental Contamination in Central and Eastern Europe*, Budapest.
- Stegmann, R. (2006) AG 6.1 ATV / VKS, *Deponiestilllegung*, Hennef.
- USEPA (1997) Landfill reclamation. *US Environmental Protection*, EPA 530-F97-001.
- UBA (Umweltbundesamt) (2006) *Abfallaufkommen und Abfallentsorgung in Deutschland 1996 bis 2004*. Berlin.
- Wendenburg, H. (2009) Von der Müllkippe zur Ressourcenpolitik – 40 Jahre Abfallpolitik in Deutschland. In: *Müll und Abfall 4*, Erich Schmidt Verlag, Berlin, 163-171.

## Deponierückbau in der Steiermark

J. Mitterwallner & W. Himmel

*Amt der Steiermärkischen Landesregierung, Abteilung 14 – Abfallwirtschaft und Nachhaltigkeit, Graz, Österreich*

R. Pomberger & R. Sarc

*Institut für Nachhaltige Abfallwirtschaft und Entsorgungstechnik (IAE), Montanuniversität Leoben, Leoben, Österreich*

**KURZFASSUNG:** In Zeiten zunehmender Rohstoffverknappung und steigender Energiepreise gewinnt das Rohstoffpotential von (Alt-)Deponien zunehmend an Bedeutung. Anreize für ein „Landfill Mining“ sind neben der Rohstoffgewinnung aber auch die Vermeidung oder Verminderung von Deponienachsorgekosten bzw. die Wiedergewinnung von Deponievolumen. Während bisherige Deponierückbauprojekte in Österreich vorrangig im Bereich der Altlastensanierung angesiedelt waren, soll im Projekt „Deponierückbau in der Steiermark“ das Rohstoffpotential der steirischen Deponien erhoben und anhand von Feldversuchen Rückbaukonzepte und Handlungsempfehlungen speziell für die steirische Deponielandschaft erarbeitet werden. Neben den klassischen Hausmülldeponien finden sich in der Steiermark, bedingt durch die seit den 1980er Jahren ins Jahr 2004 praktizierte Müllhygienisierung, auch sogenannte Ballendepo- nien, in denen abgesiebte Kunststofffraktionen zu Ballen verpresst in gesonderten Bereichen der Deponie eingebaut wurden. Das Projekt „Deponierückbau in der Steiermark“ steht zu Redakti- onsschluss dieses Tagungsbandes noch ganz am Anfang bzw. in der Vorbereitung, sodass im vorliegenden Bericht lediglich auf dessen Rahmenbedingungen eingegangen werden kann.

### 1 EINLEITUNG

Stillgelegte Deponien sind potenzielle Rohstofflager der Zukunft. Mittelfristig zeichnen sich Engpässe bei der Rohstoffversorgung der europäischen Industrie ab. Der generelle Trend stei- gender Rohstoffpreise wird nach Meinung der meisten Experten weiterhin bestehen bleiben. Damit werden die in den bestehenden Deponien abgelagerten Abfälle zunehmend als Rohstoffe interessant (Bockreis & Knapp 2011).

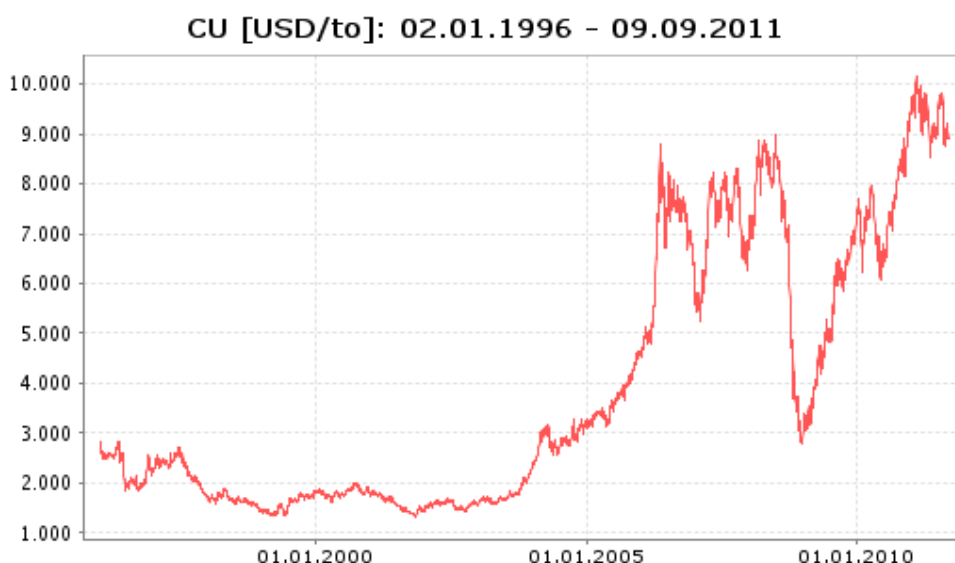


Abb. 1: Entwicklung Kupferpreis ([www.buntmetall.at](http://www.buntmetall.at))

Die Nachsorge von geschlossenen Deponien ist nach dem Wegfall der Einnahmen aus dem Ablagerungsbetrieb in der Regel sehr kostenintensiv und über einen langen Zeitraum aufrechtzuerhalten. Eine teilweise Nutzung der abgelagerten Abfälle als Rohstoffe erhöht hingegen das nutzbare Deponievolumen und vermindert gleichermaßen die von der Deponie ausgehenden Risiken sowie die zukünftig erforderlichen Nachsorgekosten (Bernhard et al. 2011).

Landfill Mining ist der gezielte Rückbau von Altdeponien mit dem Ziel stofflich und energetisch verwertbare Rohstoffe zu gewinnen und das Schadstoffpotential der verbleibenden Deponiemenge wesentlich zu reduzieren.

Die Nutzung von Altdeponien als Rohstofflager ist bereits ein international diskutiertes Thema (Gräth & Nisipel 2010). Die konkrete Beschäftigung damit in einer Region (Steiermark) bzw. die Ausarbeitung einer Strategie mit konkreten Handlungsempfehlungen für eine Region wurden anhand der durchgeführten Literaturrecherche bisher international noch nicht durchgeführt. Die Steiermark mit - im internationalen Vergleich - hoch entwickelter kommunaler und gewerblicher Entsorgungswirtschaft, starken Technologieunternehmen in der Umweltbranche (u.a. Anlagen- und Maschinenbau) und ausgezeichneten Forschungseinrichtungen auf diesem Gebiet hat das Potential eine Pionierrolle im Bereich des Landfill Minings einzunehmen.

Mit dem damit erzielten Technologievorsprung ist es möglich eine Vorreiterrolle in der ressourcenorientierten Abfallwirtschaft zu übernehmen und am Markt Technologieführerschaft aufzubauen.

Das ggstl. Projekt wird daher auch von einer Vielzahl an steirischen Umwelttechnikunternehmen unterstützt und von der ecoworld Styria, dem steirischen Umwelttechnikcluster, koordiniert. Besonderes Interesse an den Ergebnissen und Handlungsempfehlungen für die Projekt-Region Steiermark hat das Amt der Steiermärkischen Landesregierung, Abteilung 14, Referat Abfallwirtschaft und Nachhaltigkeit. Als wissenschaftliche Partner konnten die Montanuniversität und die Technische Universität Graz gewonnen werden.

## 2 ZIELSETZUNG

Das Rohstoffpotenzial von stillgelegten steirischen Deponien ist weder qualitativ noch quantitativ hinreichend bekannt. Es hängt von der Menge, der Zusammensetzung (Wertstoff- und Schadstoffgehalten), den Technologien des Rückbaus (Landfill Mining), der Rückbaufähigkeit (dem praktisch erreichbaren Ausbringen), den erreichbaren Qualitäten und Preisen, und der Nachnutzung ab.

Bestimmte mineralische Abfälle werden auch weiterhin deponiert werden müssen, da keine geeigneten Verwertungsmöglichkeiten bestehen. Mittel- und langfristig ist in der Steiermark daher ein Engpass für Baurestmassen- und Reststoffdeponien zu erwarten. Die Akzeptanz neuer Deponiestandorte ist in der Bevölkerung gering. Durch Rückbau und Rohstoffnutzung bereits stillgelegter Deponien könnte auf diesen bereits bestehenden und akzeptierten Standorten neuer Deponieraum für diese benötigten Kapazitäten geschaffen werden.

Folgende Zielsetzungen sollen durch ein Vorprojekt verfolgt werden:

- Identifikation der grundlegenden Eckdaten für eine Landfill Mining Strategie der Steiermark,
- Abschätzung des Rohstoffpotenzials, der technischen Machbarkeit und der ökonomischen Randbedingungen eines operativen Landfill Minings in der Steiermark,
- Identifikation von Umsetzungskonzepten unter den speziellen Rahmenbedingungen der Steiermark und
- Formulierung von konkreten Handlungsempfehlungen für Folgeprojekte sowie eine Landfill Mining Strategie in der Steiermark.

Die Ergebnisse dieses Vorprojektes sollen als Vorgabe und Grundlage für weitere österreichische Projekte auf diesem Gebiet dienen. Insbesondere ist das Lebensministerium über das Projekt von Anfang an informiert. Zudem sind die Gespräche mit weiteren Bundesländern in Vorbereitung.

Im Zuge des Projektes sollen neben den bereits genannten strategischen Handlungsempfehlungen konkrete technische Konzepte und umsetzbare Verwertungslösungen identifiziert und die damit verbundenen Marktchancen und Prozessrisiken abgeschätzt werden. So werden unterschiedliche Chancen für Deponiebetreiber und Technologieunternehmen identifiziert und mögliche Innovationen abgeleitet.

Mit den gewonnenen neuen Erkenntnissen sollen die steirischen Unternehmen und beteiligten Organisationen Technologieführerschaft auf dem Gebiet des Landfill Minings erreichen. Die Umwelt Pionierregion Steiermark kann im Zuge internationaler Berichterstattung ihre Kompetenz im Bereich Deponierückbau und Landfill Mining präsentieren.

### 3 INHALT

Im Folgenden werden relevante Forschungsfragen und Inhalte beschrieben, die im Zuge des Vorprojektes behandelt werden sollen. Die konkreten Arbeitspakete ergeben sich aus dem Projektverlauf unter anderem vom Umfang der Beteiligung durch die Wirtschaftspartner und von der noch festzulegenden Förderschiene. Im Vorprojekt werden vorrangig folgende Punkte abgewickelt:

- Eingrenzung potenzieller Standorte,
- Feststellung des qualitativen Rohstoffpotenzials auf Basis von Literatur,
- Hochrechnung der Rohstoffmengen für die Steiermark,
- Rohstoffmarktentwicklungen und Marktpotenziale für bestimmte Fraktionen,
- Entwicklung eines ökonomischen Modells zur Bewertung des Rohstoffpotenzials,
- Energetische Bewertung des Rohstoffpotenziales auf Basis von Energiebilanzen,
- Verwertungspotenziale von Mengenströmen in der Industrie und
- Ableitung von konkreten Handlungsempfehlungen für das Hauptprojekt sowie für eine Landfill Mining Strategie der Steiermark.

In einem Folgeprojekt sind alle weiteren Arbeitspakete wie untenstehend angeführt abzuwickeln bzw. abzuschließen:

- Quantitative und Qualitative Abschätzung von gewinnbaren Mengenströmen auf Basis konkreter Untersuchungen,
- Umfassende praktische Untersuchungen auf definierte Deponiestandorten zur Abschätzung von Möglichkeiten und Risiken,
- Einsatzmöglichkeiten für mobile und stationäre Verfahrenskonzepte,
- Anlagentechnische Landfill Mining Konzepte für einen emissionsarmen Rückbau und
- Entwicklung eines Konzeptes zur Schaffung von neuem Deponieraum für bestimmte Abfälle auf rückgebauten Deponieflächen.

Die geplante Probenahme bei einer ausgewählten Musterdeponie als Teil des Folgeprojektes umfasst folgende Punkte, beginnend mit dem Aushub von Material, die Analyse der einzelnen Fraktionen, die Aufbereitungs-, Zerkleinerungs- und Sortierverfahren sowie die anschließenden Verwertungswege (thermisch und stofflich).

Die wissenschaftliche Abwicklung des Projektes soll in enger Abstimmung mit dem neu geschaffenen Lehrstuhl für Abfallverwertungstechnik (Institut für nachhaltige Abfallwirtschaft und Entsorgungstechnik) an der Montanuniversität Leoben erfolgen. Der Bereich Landfill Mining wurde hier als strategisches Forschungsfeld definiert. Es besteht hohe Kompetenz im Bereich der Abfallverwertung und Deponietechnik sowie umfangreiche Infrastruktur für Abfalluntersuchungen, Versuche und Planungen.

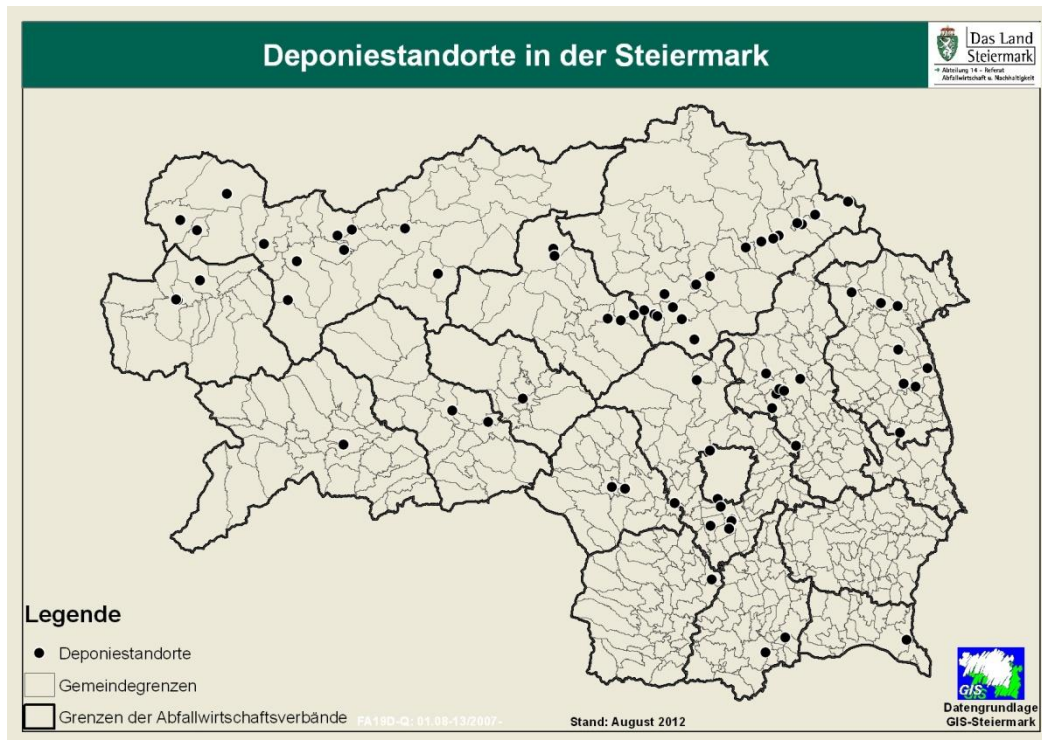


Abb. 2: Deponiestandorte in der Steiermark (Anlagenkataster Abt. 14)

#### 4 ZUSAMMENFASSUNG UND AUSBLICK

Im Rahmen der Recherchen zum Vorprojekt konnte festgestellt werden, dass sich in der Steiermark neben den klassischen Hausmülldeponien, auch eine sogenannte Ballendeponie befindet, in der abgesiebte Kunststofffraktionen zu Ballen verpresst und in gesonderten Bereichen der Deponie konzentriert eingebaut wurden. Dieser Deponietyp entstand durch eine spezielle Abfallvorbehandlungsmethode, die als sogenannte Müllhygienisierung in der Steiermark weit verbreitet war. Es ist zu erwarten, dass dieser Deponietyp für den geplanten Rückbau von besonderem Interesse ist, können doch die gestapelten Kunststoffballen relativ leicht aus dem Deponiekörper geborgen und einer Aufbereitung zugeführt werden (Himmel 2005).

Nachdem das Projekt „Deponierückbau in der Steiermark“ noch ganz am Beginn steht, können zu Redaktionsschluss für diesen Tagungsband noch keine Detailergebnisse veröffentlicht werden.

#### LITERATUR

- Bockreis, A. & Knapp, J. (2011) Landfill Mining – Deponien als Rohstoffquelle. In: *3-4/2011 Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft*. Wien, Österreich: Springer-Verlag, S 70-75.
- Gäth, S. & Nispel, J. (2010) Ressourcenpotential von ausgewählten Hausmülldeponien in Deutschland. In: *Tagungsband zur 10. DepoTech Konferenz* im November 2012, Leoben, Österreich: Eigenverlag Institut für nachhaltige Abfallwirtschaft und Entsorgungstechnik, S 375-380.
- Himmel, W. (Hg.) (2005) *50 Jahre Abfallwirtschaft in der Steiermark*, Amt der Steiermärkischen Landesregierung – FA19D, Graz, Österreich.
- Bernhard, A., Domenig, M., Reisinger, H., Walter, B. & Weißenbach, T. (2011) *Deponierückbau – Wirtschaftlichkeit, Ressourcenpotential und Klimarelevanz*. UBA-Report 0378.

# Deponierückbau – Ressourcenpotential, Klimarelevanz und Wirtschaftlichkeit

T. Weißenbach

Umweltbundesamt GmbH, Wien, Österreich

**KURZFASSUNG:** Das Umweltbundesamt hat eine Studie zum Thema Deponierückbau in Österreich erstellt, in der das abgelagerte Ressourcenpotenzial abgeschätzt, die Klimarelevanz der Wertstoffrückgewinnung analysiert und eine ökonomische Betrachtung des Deponierückbaus durchgeführt wurde. Als potenzielle Wertstoffe für das Landfill Mining kommen Energierohstoffe, Metalle und Mineralien in Frage. Für die Abschätzung des abgelagerten Wertstoffpotenzials wurden 58 Abfallarten ausgewählt. Von diesen Abfallarten wurden im Zeitraum 1990 – 2009 in Summe ca. 33,8 Mio. Tonnen in Österreich abgelagert. Durch den Rückbau von Deponien werden Wertstoffe gewonnen, welche beim Recycling – verglichen mit der Produktion aus Primärrohstoffen – Einsparungen beim Energieaufwand sowie bei Treibhausgas-Emissionen erzielen. Für drei Deponien wurden diese Einsparungen – basierend auf den Wertstoffen Aluminium, Kupfer, Eisen, Altholz und Leichtfraktion – berechnet. In den Wirtschaftlichkeitsbetrachtungen wurden Abschätzungen der Kosten des Deponierückbaus den möglichen Erlösen durch Nutzung der Wertstoffe gegenübergestellt. Aus betriebswirtschaftlicher Sicht rechnet sich der Deponierückbau nur dann, wenn mehrere Parameter günstig liegen oder wenn dringend Deponievolumen benötigt wird, das sonst erst teuer geschaffen werden muss.

## 1 EINLEITUNG

Die Ablagerung von Abfällen stellt seit jeher eine maßgebliche Art der Abfallbeseitigung dar. Aufgrund der im Abfall enthaltenen Schadstoffe und der im Deponiekörper stattfindenden biologischen und chemischen Umwandlungsprozesse geht von den Ablagerungen eine Gefahr für die Umwelt und für die menschliche Gesundheit aus. Hauptemissionspfade sind Sickerwasser und Deponiegas, wobei letzteres auch zum Klimawandel beiträgt. In Deponien finden sich jedoch nicht nur Schadstoffe sondern auch Wertstoffe, die in Zeiten wachsenden Ressourcenbedarfs wieder einer Nutzung zugeführt werden könnten.

Das Umweltbundesamt hat eine Studie zum Thema Deponierückbau in Österreich erstellt. Ziel der Studie war es, einen Überblick zum Stand des Deponierückbaus zu geben und die Möglichkeiten für ein Landfill Mining in Österreich abzuschätzen. Dazu wurden die bisherigen Erfahrungen im Deponierückbau im deutschsprachigen Raum dargestellt und die technischen Aspekte dokumentiert. Auf Basis der abgelagerten Abfallmengen und Abfallarten in Österreich wurde eine Abschätzung des abgelagerten Ressourcenpotenzials durchgeführt. Eine ökonomische Betrachtung des Deponierückbaus sowie eine Analyse der Klimarelevanz der Wertstoffrückgewinnung rundeten den Bericht ab.

## 2 ERHEBUNG DER ABGELAGERTEN ABFALLMENGEN UND –ARTEN IN ÖSTERREICH

Um das Potenzial der Wiedergewinnung von Wertstoffen errechnen zu können, sind detaillierte Daten darüber nötig, wann am jeweiligen Standort in welcher Menge welche Abfallarten abgelagert wurden. Je nach betrachtetem Zeitraum sind Umfang und Qualität der Daten über ab-

gelagerte Abfälle sehr unterschiedlich. Für die vorliegende Studie wurden folgende Datenquellen herangezogen:

- 1950 – 1991: Daten aus Verdachtsflächenkataster und Altlastenatlas,
- 1992 – 1997: Eigene Abschätzung auf Basis der Daten in Deponiedatenbank und in den Bundesabfallwirtschaftsplänen,
- 1998 – 2007: Deponiedatenbank und
- 2008: EDM.

Für spätere Jahre lagen zum Zeitpunkt der Erstellung dieser Studie noch keine detaillierten Daten zur Ablagerung von Abfällen vor.

### 2.1 Daten aus Verdachtsflächenkataster und Altlastenatlas

In Verdachtsflächenkataster und Altlastenatlas sind österreichweit derzeit etwa 5.020 Altablagerungen erfasst, zu denen eine Reihe von Daten erhoben wurde. Aus Sicht des Deponierückbaus sind insbesondere Daten zu abgelagerten Arten und Mengen der Abfälle relevant. Hinsichtlich der abgelagerten Menge sind für 77 % der Altablagerungen Daten zum Deponievolumen vorhanden. Bezüglich der Arten der abgelagerten Abfälle wurden bei der Datenerhebung fünf Kategorien unterschieden, wobei Mehrfachnennungen möglich sind. Auf Basis dieser groben Einteilung der Abfallarten ist es nicht möglich, die Zahl der potenziell weiter zu untersuchenden Deponien so einzuschränken, dass eine begründete Auswahl weniger Standorte angegeben werden kann.

### 2.2 Daten aus der Deponiedatenbank

Aufgrund einer Meldeverpflichtung für Deponiebetreiber gemäß Deponieverordnung bzw. AWG sind Daten über abgelagerte Abfallmengen und Abfallarten ab dem Jahr 1998 in zufriedenstellender Qualität verfügbar.

Um einen Gesamtüberblick über die in Österreich insgesamt abgelagerten Abfälle zu bekommen, wurde die Deponiedatenbank nach Abfallarten (Schlüsselnummern) ausgewertet, die im Zeitraum 1998 – 2007 abgelagert wurden. Für 74 im fraglichen Zeitraum in Betrieb befindliche Massenabfalldeponien ergab diese Auswertung eine Summe von ca. 25,5 Mio. Tonnen, für 35 Reststoffdeponien von ca. 6,4 Mio. Tonnen. Für die Detailuntersuchungen wurden nur die Abfallarten berücksichtigt, von denen mehr als 50.000 Tonnen im Untersuchungszeitraum abgelagert wurden.

Bei den Massenabfalldeponien umfassen diese Abfallarten rund 24 Mio. Tonnen (94 % der abgelagerten Abfälle). Den größten Anteil der auf Massenabfalldeponien abgelagerten Abfälle machen Haus- und Sperrmüll mit rund 41 % aus. Weitere relevante Abfallarten sind Aushubmaterialien (16 %), Rückstände aus der mechanischen biologischen Abfallbehandlung (MBA) sowie aus Shreddern (14 %) sowie Aschen, Schlacken und Stäube (11 %).

Bei den Reststoffdeponien umfassen die Abfallarten, von denen mehr als 50.000 t im Untersuchungszeitraum abgelagert wurden, rund 5,6 Mio. Tonnen (88 % der abgelagerten Abfälle). Fast die Hälfte der auf Reststoffdeponien abgelagerten Abfälle (47 %) besteht aus Aushubmaterialien. Weitere relevante Abfallarten sind Aschen, Schlacken und Stäube aus der Abfallverbrennung (14 %), Ofenausbrüche und Gießereischutt (14 %) sowie metallurgische Schlacken, Krätzen und Stäube (12 %).

### 2.3 Auswahl der betrachteten Wertstoffe und Abschätzung des abgelagerten Ressourcenpotentials

Aus Deponien können prinzipiell Energierohstoffe, Metalle und Mineralien als Wertstoffe zurückgewonnen werden. Für 58 ausgewählte Abfallarten wurden detaillierte Stoffblätter erstellt, die folgende Daten enthalten:

- Herkunft,
- Zusammensetzung,
- Deponien, auf denen der jeweilige Abfall hauptsächlich abgelagert wurde,
- Abschätzung der Ablagerung in den Jahren 1990 – 1997,

- Ablagerung in den Jahren 1998 – 2007 gemäß Deponiedatenbank,
- Ablagerung in den Jahren 2008 und 2009 gemäß EDM und
- Mögliche Verwertungswege nach Aufbereitung.

Die Zusammenfassung der Abschätzungen für die abgelagerten Massen, die in den Stoffblättern durchgeführt wurden, ergibt die folgenden Werte.

Tab.1: Masse an potenziellen Wertstoffen, die in den Jahren 1990 – 2009 insgesamt auf österreichischen Deponien abgelagert wurden

Potenzielle Wertstoffe	Summe (in Tonnen)	Anteil (in %)
metallhaltige Abfälle	19.696.400	58
Energierohstoffe	3.073.400	9
Mineralien	4.715.800	14
Mehrfachnutzung	6.331.100	19
Gesamtsumme	33.816.700	100

Die zeitliche Entwicklung kann abgeschätzt werden, indem für jeden Zeitraum (1990 – 1997, 1998 – 2007, 2008 – 2009) eine durchschnittliche Ablagerungsmenge pro Jahr errechnet wird. Es lässt sich feststellen, dass bei allen potenziellen Wertstoffen ein Rückgang der pro Jahr abgelagerten Massen zu verzeichnen ist. Aufgrund der Beschränkung der erlaubten organischen Substanz (angegeben als TOC) in den abgelagerten Abfällen ist der Rückgang bei den Energierohstoffen besonders stark. Dagegen hat die Ablagerung der Mineralien zunächst sogar einen Anstieg erfahren und ist erst danach leicht zurückgegangen.

### 3 KLIMARELEVANZ DER WERTSTOFFRÜCKGEWINNUNG

Die Herstellung von Produkten ist vielfach mit Energieaufwand und Emissionen klimarelevanter Gase verbunden. Durch den Rückbau von Deponien werden Wertstoffe gewonnen, welche beim Recycling Einsparungen an Kumuliertem Energieaufwand (KEA) und Treibhausgas(THG)-Emissionen erzielen – verglichen mit der Erzeugung vergleichbarer Produkte ausschließlich aus Primärrohstoffen.

Für drei Deponien wurden, basierend auf den Wertstoffen Aluminium, Kupfer, Eisen, Altholz und Leichtfraktion, Potenziale zur Reduktion von THG-Emissionen sowie des KEA abgeschätzt. KEA und THG-Emissionen wurden unter Verwendung des Emissionsmodells GEMIS (Globales Emissionsmodell Integrierter Systeme) berechnet (siehe Umweltbundesamt 2010). Da auf allen drei Deponien fast ausschließlich Siedlungsabfälle deponiert wurden, differierten die Einsparungen hauptsächlich aufgrund unterschiedlicher Deponievolumina. Die Klimarelevanz von Rückbauten anders gearteter Deponien konnte aufgrund fehlender (Literatur-)Daten nicht bilanziert werden.

Tab. 2: Gesamtbetrachtung der maximalen Einsparungen beim Energieeinsatz KEA und bei den THG-Emissionen für eine ausgewählte Deponie

	KEA (GJ)	THG (t)
Aluminium	6.931	734
Kupfer	6.159	867
Eisen	89.866	15.595
Altholz	133.269	21.745
Leichtfraktion	756.457	54.413
Summe	992.682	93.355

Eine genauere Analyse hinsichtlich der Klimarelevanz eines möglichen Rückbaus wurde für eine ausgewählte Deponie durchgeführt. Grundsätzlich sind die maximal erzielbaren Einsparungen bei den THG-Emissionen größer als bei KEA, da der Rückbau einer Deponie u.a. beträchtliche Einsparungen an THG-Emissionen durch die Vermeidung von zukünftigen Deponiegas-Emissionen mit sich bringt. Lediglich bei der Leichtfraktion sind größere Einsparungen



an KEA als an THG-Emissionen zu verzeichnen, da ein Großteil der THG-Emissionsgut-schriften durch die Verbrennung der Leichtfraktion, die im Gegensatz zu Altholz nicht treibhausgasneutral wirkt, aufgebraucht wird.

Die maximalen spezifischen Einsparungen (pro Tonne Zwischenprodukt) an KEA und an THG-Emissionen sind für Aluminium und Kupfer am höchsten. Bei Eisen fallen die Einsparungen besonders gering aus, da in der Sekundärproduktion produktionsbedingt maximal 30 % Schrott eingesetzt werden kann.

Die maximalen absoluten Einsparungen an KEA und THG-Emissionen fallen hingegen für Leichtfraktion und Altholz besonders hoch aus, da diese Materialien im Vergleich zu den angeführten Metallen beim Deponierückbau in bedeutend größeren Mengen anfallen.

#### 4 WIRTSCHAFTLICHKEITSBETRACHTUNGEN

In den Wirtschaftlichkeitsbetrachtungen wurden Abschätzungen der Kosten des Deponierückbaus den möglichen Erlösen durch Nutzung der Wertstoffe gegenübergestellt. Aufgrund der hohen Bandbreite einiger Parameter wurde nicht nur ein Basisszenario mit Durchschnittswerten aus der Literatur erstellt (Rettenberger 2011, Bölte & Geiping 2011, Euwid 2011), sondern es wurden auch einige Parameter einer Variationsanalyse unterzogen.

Im Basisszenario fallen je Kubikmeter Deponie, der abgegraben wird, Nettokosten von 16,85 Euro an. Auffällig ist dabei, dass sich die Kosten für die Behandlung der heizwertreichen Fraktion und der Fraktion Ersatzbrennstoffe einerseits und die Erlöse aus dem Verkauf der Metalle andererseits annähernd aufheben. Auffällig ist auch, dass Kupferschrott ca. doppelt so viel zu den Erlösen beiträgt wie Eisenschrott, obwohl die Masse des Kupferschrotts nur rund ein Drittel der Masse des Eisenschrotts ausmacht.

Mittels Variationsanalyse wurde untersucht, wie sich die Veränderung der drei Parameter Wertstoffgehalt in der Deponie, erzielbare Preise für die Wertstoffe sowie Kosten für den Deponierückbau auf die Wirtschaftlichkeit des Deponierückbaus auswirken.

Insgesamt zeigt die Wirtschaftlichkeitsanalyse, dass sich aus betriebswirtschaftlicher Sicht ein Deponierückbau nur rechnet, wenn mehrere Parameter sehr günstig liegen. Vor allem hängt die Wirtschaftlichkeit des Deponierückbaus von den Kosten für die Behandlung der heizwertreichen Fraktion und vom Kupferschrott-Gehalt des Deponiematerials ab. Anders ist die Situation zu bewerten, wenn dringend Deponievolumen benötigt wird und die Bereitstellung des Deponievolumens an anderen Standorten über 40 Euro/m<sup>3</sup> kostet. Durch den Deponierückbau kann das benötigte Deponievolumen halbiert und das freigewordene Deponievolumen um rund 30–40 Euro/m<sup>3</sup> bereitgestellt werden.

Die weitere Forschung sollte sich auf die Frage konzentrieren, welche weiteren Metalle (außer Eisen, Kupfer und Aluminium) aus den Deponien wirtschaftlich recycelbar sein könnten und welche Folgen sich daraus auf die Wirtschaftlichkeit des Deponierückbaus ergeben könnten.

Die hier gezeigte Wirtschaftlichkeitsanalyse betrifft Deponien, auf denen vor allem Siedlungsabfälle abgelagert wurden. Auf betriebseigenen Deponien – insbesondere der Metall verarbeitenden Industrie – könnten die Verhältnisse für eine wirtschaftliche Gewinnung viel günstiger sein. Deshalb sollten auch in dieser Richtung Forschungsaktivitäten gesetzt werden.

#### LITERATUR

- Bölte, S. & Geiping, J. (2011) Siedlungsabfalldeponien – Nachsorge oder Rückbau? 12. *Münsteraner Abfallwirtschaftstagung*. Münster, Deutschland. [www.deponie-stief.de/pdf/fachlit\\_pdf/2011AWT\\_Boelte\\_rueckbau.pdf](http://www.deponie-stief.de/pdf/fachlit_pdf/2011AWT_Boelte_rueckbau.pdf).
- Euwid Recycling und Entsorgung (2011) Preisbericht für Altmetalle. *EUWID* 13.2011, S. 20.
- Rettenberger, G. (2011) Deponierückbau in der Praxis – Perspektiven und Konsequenzen für die Stilllegung und Nachsorge. *Proc. 23. Kasseler Abfall- und BioenergieForum "Bio- und Sekundärrohstoffverwertung"* 12. – 14. April 2011, S. 657-666.
- Umweltbundesamt, Lampert, C., Frischenschlager, H., Karigl, B., Pölz, W., Schindler, I., Tesar, M., Wiesenberger, H., Winter, B. & Hackl, A. (2010) Klimarelevanz ausgewählter Recycling-Prozesse in Österreich. *Reports, Bd. REP-0303*. Umweltbundesamt, Wien.

# Landfill Mining – Bewertung unter Berücksichtigung bergbau-licher Methoden

I. Hölzle

*Externer Doktorand, Universität München, München, Deutschland*

**KURZFASSUNG:** Zu Landfill Mining bzw. Deponierückbau existieren eine Vielzahl an sozio-ökonomischen Bewertungen. Obwohl diese meist auf Basis von Kosten-Nutzen-Analysen erstellt worden sind, gibt es bei den Ergebnissen aufgrund unterschiedlicher Parameterwahl bedeutende Unterschiede. Die Bergwirtschaft verfügt international über relativ einheitliche und bewährte Methoden. Deshalb sollen die Möglichkeiten und Grenzen eines Methodentransfers aus der Bergwirtschaft untersucht werden. Die Methoden beider Bereiche wurden hinsichtlich der Vorgehensweise und der verwendeten Parameter analysiert und anschließend verglichen. In beiden Fällen wurden Kosten-Nutzen-Analysen verwendet, jedoch unterscheiden sich die kostenbestimmenden Parameter der Bergwirtschaft deutlich hinsichtlich des Umfangs und der Eindringtiefe. Hingegen zeichnen sich die Bewertungen von Deponierückbauten durch eine umfangreiche Anzahl an potenziellen Nutzen aus, die über die Wertstoffgewinnung hinausgehen. Darüber hinaus können in der Bergwirtschaft Bewertungen bereits anhand von Erfahrungswerten durchgeführt werden. Ziel neben der wirtschaftlichen Einschätzung ist genauso die Planungsgrundlage für den optimalen Betrieb zu schaffen. Die Vorgehensweise der Bergwirtschaft stellt eine gute Grundlage für einen Methodentransfer dar, jedoch müssen manche Parameter modifiziert und die Nutzen des Deponierückbaus integriert werden.

## 1 EINLEITUNG

Landfill Mining bzw. Deponierückbau wurden mit dem Ziel der Rohstoffgewinnung in den letzten Jahren verstärkt untersucht und ökologische sowie sozioökonomische Bewertungen durchgeführt. Die Ergebnisse unterscheiden sich durch die Verwendung unterschiedlicher Parameter, Daten und angenommener Werten sowie den Rahmenbedingungen.

Die sozioökonomischen Bewertungen (Gäth & Nispel 2011, Gosten 2009, Hülter & Wisemann 1995, Schulte 2012, van Passel et al. 2012) basieren auf Kosten-Nutzen-Vergleiche. Die Erlöse für Metalle werden den Rückbaukosten gegenübergestellt und teilweise auch verringerte Nachsorgekosten (Bölte & Geiping 2011) berücksichtigt. Die alleinige Betrachtung des Wertstoffpotenzials kommt betriebswirtschaftlich gesehen zu einem negativen Ergebnis. Die Berücksichtigung weiterer Erlöse wie Steigerung des Grundstückwerts durch Sanierung (Van der Zee et al. 2005) und dadurch erhöhte steuerliche Einnahmen bzw. Abgaben (Hilbers 2009) sowie die Sicherung der Grundwasserversorgung (Hölzle 2010a) können zu wirtschaftlich positiven Resultaten führen. Volkswirtschaftlich betrachtet wird das rohstoffliche und energetische Potenzial von Deponien positiv bewertet (Hölzle & Weber-Blaschke 2011, Rettenberger 2009, Weißenbach et al. 2011, Wiemer et al. 2009). Jedoch wird das Potenzial sehr unterschiedlich eingeschätzt. Nach Berechnungen von Hölzle & Weber-Blaschke (2011) beträgt das energetische Potenzial bayerischer Deponien aus den Jahren 1991 bis 2008 lediglich 0,8% des jährlichen bayerischen Energieverbrauchs (2008), nach Rettenberger (2009) hingegen beläuft sich das energetische Potenzial deutscher Deponien auf 58% des jährlichen deutschen Energieverbrauchs. Die ökologischen Bewertungen basieren auf dem Vergleich der CO<sub>2</sub>-Äquivalente von Metallen und Energieträgern aus Primärproduktion und aus Deponien. Svensson et al. (2011) und Weißenbach et al. (2011) kommen zu einem positiven Ergebnis, unter der Voraussetzung das keine regenerativen Energien ersetzt werden. Die alleinige Betrachtung der Energieeffizienz führt nach Hölzle (2010b) ebenfalls zu einer positiven Bewertung des Deponierückbaus.

Im Gegensatz zum Einsatz sehr unterschiedlicher Methoden zur Bewertung des Deponierückbaus verfügt die Bergwirtschaft über international relativ einheitliche Bewertungsmethoden, die sich darüber hinaus durch langfristige Betrachtungszeiträume für die Wirtschaftlichkeit von bis zu 50 Jahren auszeichnen (Wellmer 1992). Deshalb soll die Eignung der Methoden des Bergbaus für den Deponierückbau mit folgenden Fragestellungen untersucht werden:

- Welche Unterschiede existieren zwischen den Methoden des Deponierückbaus und des Bergbaus,
- Welche Parameter der bergbaulichen Methoden wurden bisher im Deponierückbau nicht berücksichtigt und umgekehrt,
- Welche Möglichkeiten und Grenzen existieren für den Methodentransfer und
- Welche Anpassungen sind notwendig.

## 2 EXISTIERENDE METHODEN IM DEPONIERÜCKBAU UND IM BERGBAU

Die Recherche zu bisher eingesetzten Bewertungen im Deponierückbau erfolgte in internationalen Fachzeitschriften, wissenschaftlichen Datenbanken und Tagungsbeiträgen internationaler Konferenzen der Abfallwirtschaft unter der Verwendung der Schlagwörter "Landfill Mining" und "Deponierückbau". Die Publikationen wurden hinsichtlich verwendeter Methoden und Parameter untersucht sowie um Redundanzen zu vermeiden eine überschaubare Anzahl ausgewählt. Für die Methoden des Bergbaus wurden die Grundlagenwerke der Montanistik Fettweis (1990), von Wahl & Gschwindt (1991) und Wellmer (1992) herangezogen.

Der Vergleich von Bewertungsmethoden der Bergwirtschaft mit denen des Deponierückbaus ermöglichte Übereinstimmungen und Unterschiede in den Vorgehensweisen und den Bewertungsmethoden sowie deren Parameter zu identifizieren.

### 2.1 Methoden des Deponierückbaus

Die bisher eingesetzten Methoden können in sozioökonomische und ökologische Bewertungen unterteilt werden. Im Folgenden werden ausschließlich die sozioökonomischen Methoden betrachtet. Grundlage nahezu aller Bewertungen ist die Stoffgruppenzusammensetzung von Deponien. Pilotuntersuchungen zu Deponaten existieren weltweit, darüber hinaus auch Berechnungen der Deponieinventare auf regionaler (Wierner et al. 2009, Knapp & Bockreis 2010, Riedl 2011) und nationaler Ebene (Rettenberger 2009, Weißenbach et al. 2011).

Pauschale Potenzialeinschätzungen gesamtwirtschaftlicher Art erfolgten durch die Gegenüberstellung von Rohstoff- und Energiepotenzialen mit regionalen und nationalen Energie- und Rohstoffverbräuchen (Rettenberger 2009 ; Hölzle & Weber-Blaschke 2011).

Die sozioökonomischen Bewertungen erfolgten ausschließlich auf Grundlage von Kosten-Nutzen-Vergleiche (Tabelle 1; Bölte & Geiping 2011, Gäth & Nispel 2011, Gosten 2009, Hilbers 2009, Hölzle 2010a, Hüter & Wiskemann 1995, van Passel et al. 2012, Schulte 2012, Van der Zee et al. 2004). Die verwendeten Parameter lassen sich wie folgt unterteilen:

Tab. 1: Erlös- und Kostenbestimmende Parameter des Deponierückbaus

Erlösbestimmende Faktoren	Kostenbestimmende Faktoren
Wertstoffvermarktung	Planung und Durchführungsbegleitung
Aufwertung des Grundstücks und damit vermehrte Steuern und Abgaben	Rückbau
Trinkwassergewinnung	Aufbereitung
Gewinnung von Deponievolumen	Transport
Verringerung der Nachsorgekosten	CO <sub>2</sub> -Emissionen
Subventionen	Verwertung
CO <sub>2</sub> -Zertifikate	Entsorgung, Wiedereinbau und Deponiebetrieb mit Nachsorgekosten

Eine große Anzahl weiterer Parameter können den oben genannten Parametern untergeordnet werden, da diese Teilinformationen zu diesen enthalten; beispielsweise für die Aufwertung des Grundstücks sind die Raumplanung und Nähe zu Siedlungen zu nennen, für die Wertstoffvermarktung der Anteil an Bauschutt, das Alter der Abfälle und das Deponievolumen.

Darüber hinaus entwickelten Van der Zee et al. (2004) und van Passel et al. (2012) Vorgehensweisen um vor dem Kosten-Nutzen-Vergleich sozioökonomisch bedeutende Deponien einer Region per Ausschlussprinzip zu identifizieren. Bei diesen wurden auch die Vertrautheit mit der Region und die Aufgeschlossenheit der Behörden berücksichtigt.

## 2.2 Methoden der Bergwirtschaft

In der Bergwirtschaft wird anhand von geologischen und wirtschaftlichen Kriterien zwischen abbauwürdigen und bedingt abbauwürdigen Vorräten sowie Vorkommen unterschieden (Tab. 2 Fettweis 1990). Änderungen in der Einstufung von Lagerstätten entstehen häufig durch die technischen und sozioökonomischen Entwicklungen .

Tab. 2: Definitionen über Vorräte und Vorkommen im Bergbau (verändert nach Fettweis 1990)

Abbauwürdige Vorräte	Lagerstätten die zum Bewertungszeitpunkt einen Bergbau mit betriebswirtschaftlichen Nutzen gestatten
Bedingt abbauwürdige Vorräte	Lagerstätten die in absehbarer Zukunft (bis zu 100 Jahren) nach Lage, Größe und Beschaffenheit als abbauwürdig eingestuft werden können
Vorkommen	Lagerstätten die auch in Zukunft unbauwürdig bleiben

Das wirtschaftliche Ergebnis wird von einer Vielzahl von Einflussgrößen bestimmt, die Fettweis (1990) in vier übergeordnete Kategorien unterteilt; geographisch bestimmte Einflussgrößen, geologisch bestimmte Einflussgrößen, Marktbedingungen und Stand der Technik (siehe Abb.1).

<b>Geologische Einflussgrößen</b> - Qualität - Quantität - Bonität	<b>Geographische Einflussgrößen</b> - Sozial - Wirtschaftlich - Umwelt
<b>Marktbedingungen</b> - Absatz - Arbeitskräfte - Kapital - Beschaffung	<b>Stand der Technik</b> - Erkundung - Gewinnung - Aufbereitung - Transport etc.

Abb. 1: Kategorien der Haupteinflussgrößen im Bergbau (verändert nach Fettweis 1990)

Zu den geographisch bestimmten Einflussgrößen zählen hauptsächlich vom Menschen geschaffene und veränderbare Gegebenheiten eines Standorts, dagegen zeichnen sich die geologisch bestimmten Einflussgrößen durch ihre unveränderlichen und natürlichen Eigenschaften aus (Fettweis 1990). Des Weiteren sind nach Fettweis (1990) noch innerbetriebliche Einflussgrößen für die Abbauwürdigkeit ausschlaggebend.

Erstmalige pauschale Bewertungen von Lagerstätten können empirisch anhand geschätzter Grenzwerte und oder durch Abschätzung der zu erwartenden Produktionskosten sowie der Erlöse (von Wahl & Gschwindt 1991) durchgeführt werden. Beide Methoden gestatten eine betriebswirtschaftliche oder gesamtwirtschaftliche Bewertung eines Bergwerks oder einer Region.

Für die Bewertung anhand von Grenzwerten werden Erfahrungswerte zu Qualität, Bonität und Quantität herangezogen sowie die Lage (hydrologische Verhältnisse und Abraumverhältnisse) auf qualitativer Ebene einbezogen. Die Verknüpfung von Grenzwerten ermöglicht die Erstellung von Indifferenzkurven, wie beispielsweise Gehalte-Tonnage-Diagramme oder Gehalte-Kapazitäts-Diagramme mit Breakeven-Kurven. Entscheidungsmatrizen mit Punktesystemen eignen sich ausschließlich zum Vergleich von Lagerstätten aber nicht zur absoluten Bewertung (Wellmer 1992).

Fundierte Planungsüberlegungen und darauf aufbauende Wirtschaftlichkeitsuntersuchungen, für die einzelwirtschaftlichen Bewertung, erfordern jedoch umfangreiche Datensätze. Vorab

sind die Zielfunktion und das Entscheidungsfeld des Unternehmers zu klären. Zielfunktion kann die Maximierung der durchschnittlichen jährlichen Gewinne, die Maximierung des anfänglichen Cashflows, die Maximierung der Lebensdauer, die Maximierung des Gesamtgewinns oder die Maximierung der Rentabilität sein (von Wahl & Gschwindt 1991). Zu den Leitvariablen der bergbaulichen Gesamtplanung zählen die abzubauenen Vorratsmenge, die Betriebsgröße und die Lebensdauer um die optimale Betriebsgröße, die optimale Abbaureihenfolge und die Mindestvorräte zu ermitteln sowie einen Abbauezeit/mengenplan zu erstellen (von Wahl & Gschwindt 1991). Die Einbeziehung wohlfahrtsrelevanter externer Effekte (verflechtungsbedingte Sekundäreffekte, technologische Effekte) die zu einer Steigerung des realen Sozialproduktes führen, ermöglichen eine gesamtwirtschaftliche Bewertung.

Darauf aufbauend können Wirtschaftlichkeitsrechnungen, insbesondere mit dynamischen Methoden die den Zeitwert des Geldes berücksichtigen, wie Cashflow, Net Present Value (NPV) und oder Internal Rate of Return (IRR) durchgeführt werden.

### 3 VERGLEICH DER METHODEN

Der Vergleich der Methoden des Deponierückbaus und der Bergwirtschaft zeigt, dass zwar in beiden Bereichen die Bewertung grundsätzlich durch Kosten-Nutzen-Vergleiche erfolgt, jedoch große Unterschiede bei den Parametern und deren Werte existieren. Abgesehen von einigen gemeinsamen Parametern kann zwischen deponierückbauspezifischen und bergbauspezifischen Parametern unterschieden werden. Erstere zeichnen sich durch eine geringere Anzahl und Eindringtiefe auf der Kostenseite aber zahlreichen Parametern auf der Erlösseite aus. Eine weitere Eigenheit des Deponierückbaus ist, dass nicht nur Kosten für die Entsorgung von Begleitstoffen entstehen sondern auch für die Verwertung von Wertstoffen in Verbrennungsanlagen.

In der Bergwirtschaft beinhalten insbesondere die geologischen und geographischen Einflussgrößen zusätzliche Informationen zur Bewertung. Die Bonität ist ausschließlich im Bergbau zu finden und der Abbau von Teilbereichen einer Lagerstätte ist nicht ungewöhnlich. Die Verluste in der Wertschöpfungskette werden generell einkalkuliert. Der Quantität kommt als ausschlaggebendes Kriterium für die Betriebsgröße wesentlich mehr Bedeutung zu. Eine Übersicht zu den Möglichkeiten und Grenzen des Transfers gibt Tabelle 1.

Tab. 3: Kostenbestimmende Faktoren der Bergwirtschaft und deren Transferpotenzial

Einflussgröße	Parameter	Transfer	Einflussgröße	Parameter	Transfer
Geologisch bestimmt	Qualität		Geographisch bestimmt	Infrastruktur und Bebauung	A
	Art der Wertstoffe	V		Abraumverhältnisse	+
	Anzahl der Wertstoffe	V		Transport zu Absatzmärkten	+
	Haltigkeit	V		Transport zu Beschaffungsmärkten	+
	Aufbereitbarkeit	A		Arbeitskräfte	+
	Körnigkeit	O		Naturräumliche Gegebenheiten	A
	Zerfallsverhalten	-		Konkurrierende Naturraumpotenzialansprüche	A
	Inhomogenitäten	V		Umwelt und Umweltschutz	A
	Begleitstoffe	V		Rechtliche Gegebenheiten	A
	Rohgutfeuchte und Heizwert	V		Finanzielle, fiskalische und rohstoffpolitische Gegebenheiten	A
Zerkleinerungswiderstand	O	Polit. Stabilität, Rechtssicherheit	A		

Bonität				
Zugänglichkeit	A	Markt- bedin- gungen	Inflation	
Teufe	A		Erlöse	+
Form	A		Kapital- und Betriebskosten	+
Mächtigkeit	A		Producer Price Indices	+
Unregelmäßigkeiten	A			
Verluste	A	Inner- betrieb- lich	Betriebsgröße und -zuschnitt	A
Gebirgsmechanik	-		Abbauverfahren und -reihenfolge	A
Geochemie/Mineralogie	V		Transportentfernungen	A
Hydrogeologie	V		Aufbereitungsverfahren	A
Quantität	V		Fördertechnik	A
Metalläquivalent	A			

Transfer: + sinnvoll; - nicht möglich oder nicht sinnvoll; o prüfenswert; A Adaption nötig, V vorhanden bei bisherigen Deponiebewertungen

Des Weiteren existieren in der Bergwirtschaft umfangreiche Erfahrungs- und Grenzwerte für die Haltigkeit von Wert- und Begleitstoffen, den Mindestvorräten, das Abraum-Erz-Verhältnis, der Teufe und der Mächtigkeit, genauso Faustformeln/-regeln für den Nettoerlös (Net Smelter Return), die Lebensdauer und die Betriebs-, Kapital- sowie Frachtkosten.

Ein bedeutender Unterschied ist auch die überwiegende Anwendung von dynamischen Wirtschaftlichkeitsrechnungen im Vergleich zu den meist statischen in der Deponierückbaubewertung. Die dynamischen Wirtschaftlichkeitsrechnungen berücksichtigen durch inflationsbereinigte Metallpreise und branchenspezifische Producer Price Indices den Zeitablauf der Investitionen und Erlöse.

Nach bergbaulicher Definition sind Hausmülldeponien diffuse Zwerglagerstätten. Unter Betrachtung der Rohstoffgewinnung würde bereits die Anwendung des Grenzwertes der Mindestvorräte (Fettweis 1990) zu einem negativen Bewertungsergebnis führen.

#### 4 SCHLUSSFOLGERUNGEN UND AUSBLICK

Die Ursache der Unterschiede in der Vorgehensweise und Bewertung zwischen Bergbau und Deponierückbau sind primär bei den Akteuren und ihren Zielfunktionen zu suchen. Während im Bergbau Minengesellschaften ein wirtschaftliches Maximum durch die Wertstoffgewinnung erreichen wollen, wird der Deponierückbau hingegen meist von der öffentlichen Hand mit dem Ziel der Sanierung, Sicherung, Nutzbarmachung etc. durchgeführt. Folge sind eine Vielzahl von potenziellen Nutzen beim Deponierückbau die bei einer Methodenübertragung aus dem Bergbau entsprechend integriert werden müssten. Während die Integration von monetär bewertbaren Nutzen wie die Gewinnung von Deponievolumen, die Verringerung der Nachsorgekosten etc. in Kosten-Nutzen-Analysen keine Schwierigkeiten bereiten, dagegen ist die Integration nicht monetärer Nutzen wie der Umweltschutz problematisch. Entweder werden Letztere durch eine Monetarisierung integriert oder andere Methoden wie beispielsweise Kosten-Wirksamkeits-Analysen verwendet. Die Umweltfaktoren finden zwar in der bergwirtschaftlichen Bewertung Berücksichtigung, jedoch in Form eines negativen Einflusses auf die Umwelt.

Die Möglichkeit im Bergbau mit geschätzten Grenzwerten eine Vorbewertung zu treffen ist auf die lange Geschichte und den damit verbundenen umfangreichen Erfahrungen zurückzuführen. Das gilt ebenfalls für die große Anzahl an Parametern um detaillierte und fundierte Wirtschaftlichkeitsrechnungen zu Projekten durchführen zu können, die sich in ihrer Größenordnung deutlich von Deponierückbauten unterscheiden. Die gründliche und international relativ einheitliche Vorgehensweise in der Bergwirtschaft stellt eine gute Grundlage für den Metho-

dentransfer zur Bewertung und Planung von Deponierückbauten dar. Zu prüfen bleibt welche Parameter übernommen, welche hinzugenommen und wie diese gewichtet werden sollen. Auch die Entwicklung eigener Grenzwerte wird bei Einbeziehung multipler Nutzen notwendig sein, da beispielsweise die Schwankungen der Rohstoffpreise zu langen Lebensdauern und hohen Mindestvorräten in der Lagerstättenbewertung führten, die von Deponien selten erreicht werden. Diese Mindestwerte wären beispielsweise bei einer Zielfunktion die über die Wertstoffgewinnung hinausgeht hinfällig. Besondere Berücksichtigung benötigen auch deponierückbauspezifische Eigenschaften wie die transportempfindliche und in großen Mengen vorkommende Mineralik - welche eng zwischen Entsorgung und Verwertung steht -, die minderwertigen Massenrohstoffe zur thermischen Verwertung, die branchenspezifischen Producer-Price-Indices und die rechtlichen Rahmenbedingungen.

## LITERATUR

- Bölte, S. & Geiping, J. (2011) Siedlungsabfalldeponien. Nachsorge oder Rückbau? In: *12. Münterraner Abfallwirtschaftstage*, 14.
- Fettweis, G.B. (1990) Bergwirtschaft Bd. 1. *Die elementaren Produktionsfaktoren des Bergbaubetriebs*. Hrsg. von Wahl, S., Essen, Verlag Glückauf, 299.
- Gäth, S. & Nispel, J. (2010) Ressourcenpotenzial von ausgewählten Hausmülldeponien in Deutschland. In: *DepoTech 2010*, 375-380.
- Gosten, A. (2009) Untersuchung über den Nutzen des Deponierückbaus. Gedanken zum Deponierückbau unter heutigen Rahmenbedingungen am Beispiel einer BSR-Deponie. *Recycling und Rohstoffe 2*, 22.
- Hilbers, J. (2009) Mobilisierung von Flächen für die nachhaltige Stadtentwicklung. In: *Altlastensymposium 2009*, Würzburg, 96-106.
- Hölzle, I. (2010a) Vom Deponierückbau bis zum Landfill Mining – eine Synthese internationaler Untersuchungen. *Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft*, Volume 62, 155-161.
- Hölzle, I. (2010b) Energieeffizienz von Deponierückbauten. *Müll und Abfall*, Ausgabe 10/2010, 488 – 492.
- Hölzle, I. & Weber-Blaschke, G. (2011) Deponierückbau und Rohstoffpotential bayerischer Deponien. In: *Deponieseminar 2011- aktuelles zu Recht und Vollzug*. 13-22.
- Hülter, K. & Wiskemann, B. (1995) Rückbaufähigkeit von Deponien am Beispiel der Zentraldeponie Düsseldorf Hubbelrath. In: *Abfallwirtschaftsjournal 7* (1995), 82-91.
- Knapp, J. & Bockreis, A. (2010) Rohstoffpotenziale in Tiroler Deponien. In *DepoTech 2010*, 371-374.
- Krook J., Svensson, N. & Eklund, M. (2011) Landfill mining: A critical review of two decades of research. *Waste Management*, 2012 Mar;32(3), 513-20.
- Passel van, S., Gheldere de, S., Dubois, M., Eyckmans, J. & Acker van, K. (2010) Exploring the socio-economics of Enhanced Landfill Mining. In: *1st Int. Symposium on Enhanced Landfill Mining*, Houthalen-Helchteren, 4-6/10/2010, 15.
- Rettenberger, G. (2009) Zukünftige Nutzung der Deponie als Ressourcenquelle. In: *11. Münsteraner Abfallwirtschaftstage* (Februar 2009), 9.
- Riedl, M. (2011) Wertstoffpotenziale in bayerischen Abfalldeponien. Projektarbeit an der Technischen Universität München, 63.
- Schulte, B. (2012) Deponierückbau. Vorstellung des Themenbandes von DWA und VKU. In: *8. Leipziger Deponiefachtagung*, 93-103.
- Svensson, N., Frandegard, P., Krook, J. & Eklund, M. (2010) Introducing an approach to assess environmental pressures from integrated remediation and landfill mining. In: *Knowledge Collaboration & Learning for Sustainable Innovation, ERSCP-EMSU conference*, Delft, The Netherlands, October 25 – 29, 2010, 19.
- Van der Zee, D.J., Achterkamp, M.C. & de Visser, B.K. (2004) Assessing the market opportunities of landfill mining, *Waste Management*, 24, 795-804.
- Wahl von, S. & Gschwindt, E. (1991) Bergwirtschaft Bd. 3. *Die Wirtschaftlichkeit und Bewertung im Bergbau*. Hrsg. von Wahl, S., Essen, Verlag Glückauf, 357.
- Weißbach, T., Bernhard, A., Domenig, M., Reisinger, H. & Walter, B. (2011) *Deponierückbau - Wirtschaftlichkeit, Ressourcenpotenzial und Klimarelevanz*. Umweltbundesamt (Hrsg.), Wien, 101.
- Wellmer, F.-W. (1992) *Rechnen für Lagerstättenkundler und Rohstoffwirtschaftler. Teil 1: Berechnen und Bewerten von Lagerstätten sowie Umrechnen von Einheiten*. Clausthaler Tektonische Hefte, Springer Berlin Heidelberg; Auflage: 3. überarb. u. erw. Aufl. 1992, 291.
- Wiemer, K., Bartsch, B., Schmeisky, H. (2009) Deponien als Rohstofflagerstätten von morgen. Ergebnisse einer hessenweiten Untersuchung. Witzenhausen-Institut (Hrsg.), Neues aus Forschung und Praxis, Bio- und Sekundärrohstoffverwertung IV, 685-716.

# Re-Use von Lithium-Ionen-Zellen und -Modulen aus Elektrofahrzeug-Batterien

H. Weiss

*Montanuniversität Leoben, Institut für Elektrotechnik, Leoben, Österreich*

A. Arnberger

*Institut für Nachhaltige Abfallwirtschaft und Entsorgungstechnik (IAE), Montanuniversität Leoben, Leoben, Österreich*

**KURZFASSUNG:** Lithium-Ionen-Zellen bilden die Basis für dem Stand der Technik entsprechende Traktionsbatterien für Elektrofahrzeuge, die sich in Bezug auf Fahrverhalten und Komfort an Standard-PKWs anlehnen, wegen der elektrochemischen Energiespeicherung in der Batterie jedoch eine wesentlich niedrigere Reichweite aufweisen. Die Traktionsbatterien sind im Fahreinsatz bezüglich Temperatur, Spitzenleistung und Entladungstiefe hoch beansprucht, sodass nach einigen Tausend Zyklen das Ende der Nutzungsdauer wegen reduzierter Kapazität erreicht ist. Auch im Falle des Defektes einer einzigen Zelle der Batterie wird eine reparierte Batterie aus Sicherheitsgründen nicht mehr im Fahrzeug weiter verwendet werden. „Re-Use“ zielt auf eine stationäre Nutzung zur Bereitstellung der elektrischen Ausfallenergie erneuerbarer Energieträger (Photovoltaik, Wind). Vor diesem neuen Einsatz werden die Zellen einer eingehenden Untersuchung in Bezug auf Kapazität und Temperaturverhalten unterzogen. Experimentelle Ergebnisse der Untersuchung von Zellen, die in voller Absicht extremer Fehlernutzung unterworfen wurden, weisen die Robustheit neuartiger Zellen und damit deren Weiterverwendungsfähigkeit nach. Aus den verwendeten Methoden und Messschaltungen im Labor werden Schlüsse auf Gerätekonzepte für industriellen Einsatz gezogen.

## 1 EINLEITUNG

Elektrische Energie stellt eine universell einsetzbare und sehr hochwertige Sekundärenergie dar, die bestens steuerbar und auf die augenblickliche Nutzung mit hohem Wirkungsgrad anpassbar ist, auch mit Wirkungsgraden von über 95% in mechanische Energie umgeformt werden kann, und deren Bereitstellung aus erneuerbaren Quellen selbst in kleinem Maßstab effizient realisiert wird (Photovoltaik). Nachteilig sind die mit elektrischer Energie verbundenen hohen Kosten und die sehr begrenzte direkte Speicherfähigkeit elektrischer Energie, beispielsweise in elektrochemischen Batterien. Elektrische Antriebe für Fahrzeuge sind seit mehr als 100 Jahren erfolgreich im Einsatz, wobei die elektrische Energie dem Fahrzeug kontinuierlich zugeführt wird (Oberleitung, Stromabnehmer). Die Speicherung elektrischer Energie auf einem Fahrzeug zur weiteren Nutzung als Antriebsenergie ist mit hoher Masse und hohen Kosten verbunden. Mittels Batterien auf Lithium-Ionen-Basis können Reichweiten von mehr als 100 km in PKW-üblichen Fahrzeugen erreicht werden. Diese Hochenergie-Batterien, speziell für Elektrofahrzeuge entwickelt, sind in Module gegliedert und bestehen aus Reihenschaltungen von über einhundert Einzelzellen. Bei üblichem Fahrzeugeinsatz mit kurzzeitigen Leistungsspitzen und weitgehender Ausnutzung der mitgeführten Batteriekapazität durch hohe Geschwindigkeit und große Reichweite verringert sich die Kapazität allmählich, sodass nach einigen Tausend Zyklen (basierend auf Herstellerangaben) das Ende der Nutzbarkeit als Traktionsbatterie generell erreicht ist. Bereits früher wird eine Batterie für den Fahreinsatz unbrauchbar, wenn einzelne Zellen verringerte Kapazität aufweisen oder wenn eine Zelle komplett ausfällt.

Die generelle Reparatur von Traktionsbatterien zur Weiterverwendung im Fahrzeug erscheint wegen der kompakten Konstruktion der Fahrbatterien, des Aufwandes und schließlich des Risikos gegenwärtig als nicht realistisch. Eher wahrscheinlich wird die weitere Nutzung der



„guten“ Zellen im Modul oder im Batterieverbund in stationären Anwendungen, bei denen es nicht mehr auf die hohe Kompaktheit und das Erreichen der Nennkapazität ankommt.

## 2 BATTERIEKOMPONENTEN

Die gesamte Fahrbatterie besteht aus Zellen, angeordnet in Modulen, welche in weiterer Verschaltung die nach außen geführte Batteriespannung ergeben, aus der Mess-, Balancier- und Überwachungselektronik samt integrierter Diagnoseeinheit sowie aus den Schalt- und Schutzkomponenten, alles in einem kompakten und in Richtung Crash-Sicherheit ausgelegten Gehäuse. Idealerweise steht im Falle der weiteren Nutzung („Re-Use“) dieses Gesamtsystem als verwendungsfähige Einheit zu Verfügung.

## 3 ALTERUNG UND AUSFALL VON ZELLEN

Im Fahrzeugeinsatz unterliegen die einzelnen Zellen der Batterien wegen des fahrtypischen Einsatzes einer verstärkten Alterung. Zusätzlich sind auch Spontanausfälle von Zellen möglich. Somit wird bei der Befundung einer Fahrbatterie auf Zellenebene vorzugehen sein.

### 3.1 *Alterung von Zellen*

Im Zuge der Zellenalterung (verstärkt durch Lagerung und teilweise auch Betrieb in extremen Temperaturbereichen) sind eine gegenüber dem Nennwert reduzierte Kapazität, erhöhter Innenwiderstand sowie stärkere Selbstentladung zu erwarten, wobei sich auch die Unterschiede zwischen den Zellen eines Moduls vergrößern.

### 3.2 *Ausfall von Zellen*

Einzelne Zellen können auch spontan ausfallen. Die Überwachungselektronik der Fahrbatterie muss eine einzige ausgefallene Zelle in der Batterie erkennen, den weiteren Betrieb verhindern um damit Folgeschäden zu vermeiden und dem Diagnosesystem eine defekte Batterie melden.

## 4 FEHLNUTZUNGSTESTS (ABUSE-TESTS) VON ZELLEN

Im Fahrzeugeinsatz sind die Batteriezellen besonderen Beanspruchungen insbesondere im Crash-Fall unterworfen. Hierfür wird die Robustheit von Zellen in definierten Tests (wie etwa Kurzschluss, Nageldurchdringung, Überladen) nachgewiesen. Diese Tests, bezeichnet als „Abuse-Tests“, beanspruchen die Zellen weit über betriebliche Werte und Bedingungen hinaus. Beispielsweise kann hier auch die Ausbreitung eines absichtlich herbeigeführten Zellenbrandes im Modul und über die Module hinweg in der Batterieeinheit getestet werden. Einen solchen extremen Test „überlebende“ Zellen wurden einer experimentellen Untersuchung unterzogen.

Die getesteten Zellen weisen bei Überschreiten einer bestimmten Temperatur im Inneren (etwa 180 °C, „thermal runaway“) ein druckbedingtes Öffnen des Sicherheitsventils der Zelle mit Entzünden und Abbrennen des organischen Elektrolyten auf. Bei geöffnetem Sicherheitsventil der Zelle ist kein Elektrolyt mehr vorhanden, die Zelle liefert auch im Leerlauf keine Spannung mehr. Somit kann als erste Befundung die Messung der Zellspannung stehen. In einem durch Brand sehr stark beanspruchten Modul, bestehend aus zwölf Zellen, waren zwei Zellen ausgebrannt. Die übrigen zehn Zellen wiesen mit etwa 3,3 Volt immer noch eine Leerlaufspannung im Betriebsspannungsbereich zwischen 4,2 Volt und 3,0 Volt auf. An diesen wurde eine Kapazitätsmessung durchgeführt.

## 5 KAPAZITÄTSMESSUNG AN LITHIUM-IONEN-ZELLEN AUS FAHRBATTERIEN

### 5.1 Verfahren zur Kapazitätsmessung

Hier wird die Kapazität bei einer dem Fahrbetrieb entsprechenden mittleren Stromentnahme erfasst. Wegen der recht geringen Abhängigkeit der Kapazität von der Stromhöhe ist eine Entladung mit konstant geregelt Strom nicht erforderlich, eine Widerstandslast ist ausreichend und ergibt eine sehr einfache Messschaltung (Abb. 1). Vor Beginn der Entladung wird die Zelle auf die Ladeschlussspannung von 4,2 Volt aufgeladen. Der Verlauf des Entladestroms, erfasst mit einem Shunt, wird über ein mit dem PC verbundenes Messgerät im Sekundentakt aufgezeichnet. Bei Erreichen der Entladeschlussspannung von 3,0 Volt, gemessen mittels eines Digitalmultimeters, erfolgt per Hand die Abschaltung. Die Auswertung des Stromes über der Zeit ergibt die Kapazität der betreffenden Zelle.

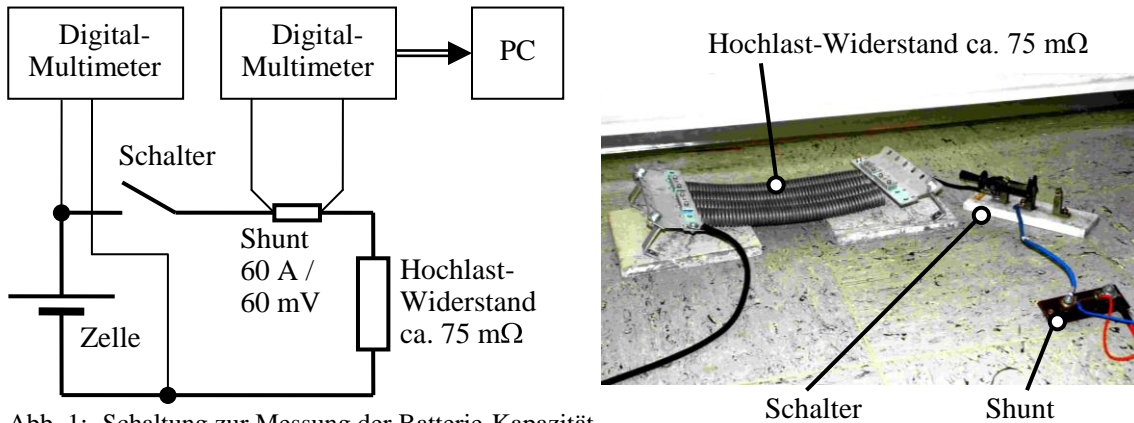


Abb. 1: Schaltung zur Messung der Batterie-Kapazität

Die erfasste Kapazität wird mit den Kapazitätswerten der anderen Zellen sowie einer Referenzzelle verglichen. Zusätzlich kann aus dem Verlauf des Entladestroms wegen der reinen Widerstandslast auch auf die Zellenspannung geschlossen werden.

### 5.2 Messergebnisse

Abb. 2 bringt die Übersicht über die Messergebnisse in der Darstellung des Stromverlaufs über der Zeit.

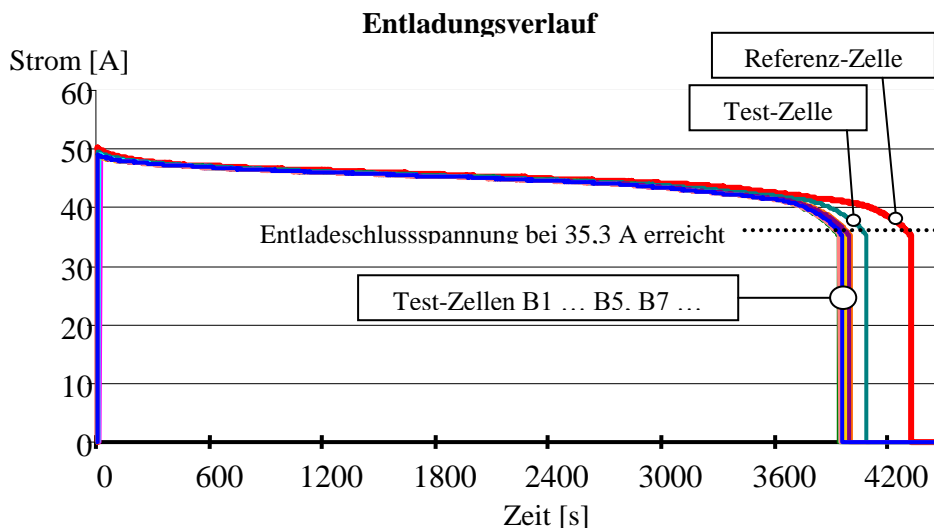


Abb. 2: Stromverläufe über der Zeit

Alle Zellen weisen die üblichen charakteristischen Verläufe des Entladestroms auf. Die Kapazität der Referenzzelle B0 beträgt 53,9 Ah und liegt damit über dem Nennwert von 50 Ah.

Die getesteten Zellen aus dem Fehlnutzungsversuch mit beabsichtigter Brandausbreitung liegen in ihren Kapazitätswerten in einem engen Band nahe der Nennkapazität (Tab. 1).

Tab. 1: Kapazitätswerte der vermessenen Zellen

Batterie Nr.	Kapazität [ Ah ]	Kapazitätsverminderung	Anmerkung
Referenz B0	53,9	0,0 %	Nicht in „Abuse“-Test belastet
B1	49,2	8,7 %	
B2	49,7	7,7 %	
B3	49,3	8,4 %	
B4	49,1	8,9 %	
B5	49,0	9,1 %	
B6	50,9	5,6 %	Beste „Abuse“-Test-Zelle
B7	49,0	9,1 %	
B8	49,6	7,8 %	
B9	49,0	9,1 %	Schlechteste „Abuse“-Test-Zelle
B10	49,1	8,8 %	
B1 bis B10	49,4	8,3 %	Mittelwert

### 5.3 Ermittlung des Zellenzustandes

Die Prüfung der Zellen auf Re-Use-Einsatztauglichkeit mittels des beschriebenen Verfahrens der Kapazitätsmessung über einen vollständigen Lade/Entladezyklus (wobei der Lade-Entladewirkungsgrades auch noch ausgewertet werden kann) ist sehr zuverlässig wie aufwändig. Die Zelltemperatur in Abhängigkeit von der Belastung liefert weitere Aussagen über den inneren Zustand. Hier wird empfohlen, neben einem Schwellwert einer Temperatur, dessen Überschreitung ein Alarmsignal auslöst, auch den Temperaturgradienten heranzuziehen. Als Messstellen sind die Elektrodenkontakte sehr gut geeignet, da hier die inneren Temperaturen auf kurzem Wege an die zugängliche Oberfläche geleitet werden. Des Weiteren bekannt sind Verfahren, die den Zellzustand z.B. über die Ortskurve der inneren Impedanz in Abhängigkeit von der Frequenz einer angelegten sinusförmig schwellenden Last ermitteln. Der Zeitaufwand nach Vorliegen einer Wissensbasis ist geringer, die Toleranz in der Aussageschärfe muss aber zugleich höher angesetzt werden. Im Zeitbereich sind Tests mit Impulsbelastung und Auswertung des Übergangsverhaltens ebenso Erfolg versprechend.

## 6 RE-USE PRINZIPIEN

Für den Fahrbetrieb nicht mehr eingesetzte Lithium-Ionen-Batterien können nach Bestehen eines Eingangstests in Bezug auf Kapazität und Temperaturverhalten als stationäre Energiespeicher mit der ursprünglichen Überwachungs-, Balancier- und Sicherheitselektronik weiter verwendet werden. In der Energietechnik sind Steuerung/Regelung/Überwachung getrennt vom Schutz realisiert. Die Gerätekonzeption für stationäre Hochenergie-Batterien soll daher unter zusätzlicher Einbindung von Schutzkomponenten (Überstromsicherungen, Übertemperaturerfassung, automatische Abschaltung und Abtrennung fehlerhafter Einheiten) erfolgen.

## 7 SCHLUSSFOLGERUNG, ZUSAMMENFASSUNG

Die gegenwärtig in Elektrofahrzeugen eingesetzten Batterien auf Lithium-Ionen-Basis weisen bereits ein sehr hohes Maß an innerer Sicherheit und Robustheit auf. Dies wurde aus der Vermessung von Batterien hinsichtlich Kapazität nach einem Brandausbreitungstest weiter unter Beweis gestellt: Die Nennkapazität ist nahezu noch verfügbar. Für den Fahrbetrieb nicht mehr geeignete Zellen, Module bzw. Batteriepakete können bei Nutzung der in die Fahrbatterie bereits integrierten Überwachungs- und Sicherheitstechnik, mit zusätzlichen Schutzrichtungen versehen, angeordnet unter Berücksichtigung möglicher Brandausbreitung, als stationäre Batterien zur Bereitstellung der Ausfallenergie erneuerbarer Quellen eingesetzt werden. Der energetische Fußabdruck wird hierdurch verringert, Ressourcen werden besser genutzt.

# Kombiniertes Verfahren zur Reinigung von KW's (VOC) in Großshredderanlagen (Erfahrungsberichte aus der Praxis)

M. Ortner

*LOACKER Recycling GmbH, Götzis, Österreich*

A. Burghardt

*Saarländische Rohprodukte GmbH, Homburg, Deutschland*

**KURZFASSUNG:** Shredderanlagen dienen der mechanischen Zerkleinerung und Separation von Metallschrotten. Je nach Inputmaterial entweichen dem Shreddervormaterial während des Zerkleinerungsprozesses unterschiedliche Substanzen. Die freigesetzten Schadstoffe finden sich zum Teil als flüchtige organische Kohlenwasserstoffe in der aus der Shredderanlage abgesaugten Abluft wieder. Zur Abscheidung dieser sogenannten VOCs existieren derzeit keine erprobten Verfahren. Weltweit erstmals wird jetzt bei der Loacker Recycling GmbH in Österreich und der SRP GmbH in Deutschland ein Verfahren zur Abscheidung dieser Luftschadstoffe eingesetzt. Die Abscheidung erfolgt mit einem kombinierten Verfahren, welches in zwei Stufen bzw. Schritten arbeitet. Durch die Kombination der Verfahren Ionisation und Adsorption an Aktivkohle ist eine effektive Oxidation der VOC's möglich und somit eine massive Reduktion der KW-Emissionen erreichbar (Acontec AG 2012). Aufgrund der Regeneration der Aktivkohle während der Nacht- bzw. Ruhezeiten kann die Standzeit der Aktivkohle entscheidend verlängert werden. In einer ersten Testphase wurden Teilströme aus der Shredderanlage mit dem kombinierten Verfahren gereinigt. Die bisherigen Betriebsergebnisse zeigen, dass das Verfahren in dieser Anwendung erfolgreich eingesetzt werden kann. Die Loacker Recycling GmbH steht bereits im Genehmigungsverfahren nach dem Abfallwirtschaftsgesetz. Bei der SRP GmbH läuft ein Großversuch unter Mitwirkung des Anlagenherstellers und der lokalen Genehmigungsbehörde.

## 1 EINLEITUNG

Der Betrieb von Shredderanlagen zur Aufbereitung und Separierung von Metallschrotten verursacht zwangsläufig die Freisetzung von Luftschadstoffen, die beim Shreddervorgang dem Shreddermaterial entweichen. Um die Emission dieser Luftschadstoffe in die Atmosphäre und deren Niederschlag (Immission) in die unmittelbare Umgebung zu vermeiden, muss die Shredderanlage gekapselt und die Abluft aus den Bearbeitungsaggregaten erfasst und gereinigt werden.

## 2 VORGABEN DER GESETZGEBUNG

Bei den freigesetzten Schadstoffen wird zwischen festen Staubpartikeln und gasförmigen Abluftinhaltsstoffen unterschieden. Die Staubpartikel bestehen aus Metallpartikeln sowie Staub aus im geshredderten Material enthaltenen Textilien, Verbundkunststoffen und Lacken. Die gasförmigen Abluftinhaltsstoffe bestehen aus unterschiedlichen flüchtigen organischen Kohlenwasserstoffen (Volatile Organic Carbon = VOC).

Um den Schutz vor Immissionen zu gewährleisten, müssen die in der Shredderanlage aus dem Shreddergut entweichenden Schadstoffe erfasst werden. Die TA Luft (TA Luft 2002) schreibt hierzu vor, zur integrierten Emissionsvermeidung oder -minimierung Techniken und Maßnahmen anzuwenden, mit denen die Emissionen in die Luft vermieden oder begrenzt werden. Nicht vermeidbare Abgase sind an ihrer Entstehungsstelle zu erfassen. Die Anforderungen der TA Luft an die Betreiber von Shredderanlagen sind auch an einer weiteren Stelle eindeutig

definiert: „Maschinen, Geräte oder sonstige Einrichtungen zur Bearbeitung von festen Stoffen sind zu kapseln [...]“; und das „Abgas aus den Bearbeitungsaggregaten ist zu erfassen und zu reinigen“ (TA Luft 2002).

### 3 STAND DER TECHNIK

Zur Verminderung der Emissionen sind dabei die Möglichkeiten entsprechend dem Stand der Technik auszuschöpfen.

Die partikelförmigen Abluftinhaltsstoffe (Staub, Aerosole) werden üblicherweise mittels eines Nassabscheiders aus dem Abluftstrom entfernt. Erprobte Techniken hierzu stehen zur Verfügung. Allerdings ist gegebenenfalls ein höherer Aufwand zu betreiben, um die Emissionsgrenzwerte einzuhalten.

Die mit dem Reststaub beladene und durch den vorhergehenden Schritt der Nassabscheidung feuchte Abluft weist jedoch noch eine – in Abhängigkeit des geshredderten Materials – stark schwankende Konzentration an flüchtigen organischen Kohlenwasserstoffen auf. Die Abscheidung dieser gasförmigen Abluftinhaltsstoffe verlangt eine höhere Aufmerksamkeit, da für deren Reduzierung in diesem Anwendungsfall bislang noch keine erprobte Technik existiert. Gemäß einer Aussage der Bundesvereinigung Deutscher Stahlrecycling- und Entsorgungsunternehmen (BDSV) hat sich in der Praxis herausgestellt, dass die „Emissionsgrenzwerte kaum einzuhalten sind“ (Heyer 2007). Dadurch stellt sich das Problem, dass zwar Grenzwerte existieren, deren Überschreitung aber durch einen derzeit nicht verfügbaren Stand der Technik bei der Abscheidung der gasförmigen Abluftinhaltsstoffe aus Shredderanlagen länderspezifisch teilweise toleriert bzw. nicht toleriert wird. Die Shredderbetreiber emittieren jedoch mangels verfügbarer Technik bislang die beim Shredderprozess freigesetzten VOCs ohne zusätzliche Reinigungsstufe ins Freie.

### 4 RECYCLING-UNTERNEHMEN UND SHREDDERANLAGE

Bei der Loacker Recycling GmbH in Österreich und der SRP GmbH in Deutschland, die auf dem Gebiet der Sammlung, Trennung und Aufarbeitung verwertbarer Rohstoffe tätig sind, steht unter anderem die klassische Verarbeitung bzw. Aufbereitung von Alteisen und Metallen im Mittelpunkt. Das Kernstück des Anlagenparks zur Altmetallaufbereitung stellt jeweils ein Zerdirektor mit einer Leistung von 1.500 kW bzw. ca. 2.200 kW. Dieser verarbeitet jährlich bis zu 120.000 Tonnen bzw. 200.000 Tonnen Mischschrott. Durchschnittlich können ca. 40 – 80 Tonnen Material pro Stunde verarbeitet werden.



Abb. 1: Shredderanlage Loacker Recycling GmbH



Abb. 2: Luftbild der SRP GmbH (SRP 2009) Aufgabebereich

Die Locker Recycling GmbH sowie die SRP GmbH stellen sich seit jeher der Aufgabe, jede Technologie auch in ökologischer Hinsicht zu überprüfen und entsprechend auszuwählen. Die Unternehmen sind in hohem Maße daran interessiert, bei allen Aufbereitungsprozessen durch Einsatz der bestmöglichen Technik nicht nur Emissionen zu vermindern, sondern auch in Bezug auf die Umwelt die Akzeptanz der Bevölkerung zu gewinnen.

Bei der Shredderanlage wurde deswegen auch Wert darauf gelegt, die beim Shredderprozess freigesetzten Schadstoffe zu erfassen und abzuscheiden. Die beiden Anlagen sind gekapselt, die Luft aus den Bearbeitungsbereichen wird abgesaugt und einem Abluftreinigungssystem zugeführt. Zudem sind die Förderbänder gekapselt und die Schallschutzeinhausungen wurden optimiert, somit konnten Windverfrachtungen und Schallemissionen stark reduziert werden.

Das System der Abluftaufbereitung in Bezug auf die mechanische Staubabscheidung zeigt Abb. 3. Ein Hochleistungszyklon trennt die aus dem Shredder abgesaugte Leichtfraktion vom Staub. Einem bereits seit längerem im Einsatz befindlichen Kegelsprühwäscher wurde bei der Locker Recycling GmbH ein „Rotationsprühwäscher“ vorgeschaltet. Dieser Wäscher ist eine firmeninterne Weiterentwicklung des Unternehmens. Bei der SRP GmbH wird alternativ ein Venturi-Wäscher eingesetzt.

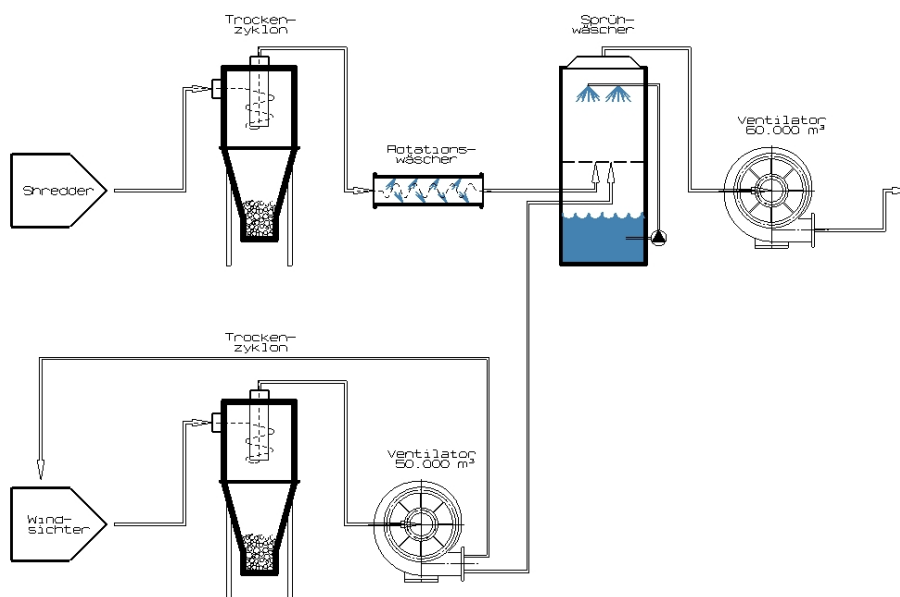


Abb. 3: Schema der Abluftaufbereitung zur Erfassung und Abscheidung der partikelförmigen Abluftinhaltsstoffe Locker Recycling GmbH

Durch dieses insgesamt zwei- bzw. dreistufige Reinigungssystem werden die Staubemissionen weit unter den gesetzlichen Vorschriften gehalten.

## 5 EVALUATIONSPHASE: ABLUFTREINIGUNG IN EINEM SHREDDERBETRIEB

Die Locker Recycling GmbH und die SRP GmbH beschäftigen sich seit Jahren mit der Verbesserung und Optimierung der Emissionssituation aus der Shredderanlage. Zusätzlich zur Abscheidung der staubförmigen Abluftinhaltsstoffe haben sich die Shredderbetreiber auch der Problematik der Abscheidung der gasförmigen Abluftinhaltsstoffe angenommen. In einer intensiven Prüf- und Vergleichsphase wurden unter Einbeziehung von Ingenieurbüros und den Sachverständigen der lokalen Behörden unterschiedliche Verfahren auf ihre Einsatzmöglichkeiten in einem Shredderbetrieb untersucht und verglichen. Folgende Verfahren wurden beurteilt:

- Adsorption: Festbettverfahren mit Aktivkohle,
- Adsorption + thermische Nachverbrennung: Rotoradsorber mit thermischer Desorption und nachgeschalteter thermischer Nachverbrennung,

- Absorption: Wäscher mit Hilfsmitteln (Tensiden),
- Nichtthermische Oxidation: Ionisation,
- Nichtthermische Oxidation: Plasmakatalysator,
- Biofilterverfahren,
- Biowäscherverfahren: modifiziert, mit Absorptionshilfsmittel (Dieselöl),
- Biotrickling Filter (Biorieselbettverfahren) und
- Kombiniertes Verfahren (Ionisation + Aktivkohle).

Die Loacker Recycling GmbH führte einen 2-jährigen Versuchsbetrieb mit dem Biotrickling Filter Verfahren durch, welches aber nicht dauerhaft den erforderlichen Wirkungsgrad brachte. Nach erneuter Prüfung fiel die Wahl auf das Kombinierte Verfahren (Ionisation + Aktivkohle). Dieses Verfahren, das in anderen Branchen wie der Lack- und Druckindustrie, der Chemie- und Pharmaindustrie oder der Beschichtungsindustrie bereits mehrfach erfolgreich eingesetzt wird, setzt die gasförmigen Inhaltsstoffe über die Kombination von Ionisation und Adsorption auf Aktivkohle um und reduziert so die Emissionswerte. Die Eignung des Verfahrens wurde bzw. wird zunächst in einem mehrmonatigen Versuch mit einer Versuchsanlage überprüft. Zusammenfassend konnte mit den vorliegenden Ergebnissen aus den Versuchen gezeigt werden, dass bei entsprechender Auslegung die erforderlichen Abluftwerte im Reingas erreicht werden können. Während des Versuchsbetriebes wurden bzw. werden kontinuierliche Messungen und Analysen durchgeführt. Mit speziellen Patch-Versuchen wurde der Wirkungsgrad der Abluftreinigung auch für andere Input-Materialzusammensetzungen nachgewiesen. Dies soll anderen Shredderbetreibern helfen, diese Technologie für die eigenen Anlagen zu adaptieren.

## 6 KOMBINIERTES VERFAHREN (IONISATION UND ADSORPTION AN DER AKTIVKOHLE)

Die Reinigungsanlage besteht aus einzelnen Edelstahlseinheiten mit einer Reinigungskapazität von ca. 20.000 m<sup>3</sup>/h und arbeitet in zwei Stufen bzw. Schritten.

1. Die Produktionsabluft (Rohgas) wird nach der vorgeschalteten Entstaubung (Nasswäsche) in die Mischkammer der Filteranlage gesaugt. Gleichzeitig wird Frischluft in die Mischkammer eingebracht (ca. 15 % der Rohgasmenge), welche zuvor ionisiert worden ist. In der Mischkammer kommt es zur „Mikrooxidation“, die in der Lage ist, gasmolekulare Lösemitel (VOC) an- bzw. aufzuoxidieren. Anschließend wird die Abluft noch über einen Aktivkohlefilter geführt.
2. Bedingt durch die kurze Kontaktzeit ist es erforderlich, die nicht oxidierten VOC's im Rohgas auf den Aktivkohle Einheiten vorübergehend zu adsorbieren. Nach Produktionsende bzw. während der Produktionspausen werden die Rohgasklappen geschlossen und die Regeneration der A-Kohle wird gestartet. Bei dieser „Reinigung“ wird ausschließlich ionisierte Frischluft auf die Aktivkohle gefahren, sodass die an der Aktivkohle adsorbierten VOC's durch die Mikrooxidation oxidiert werden können.

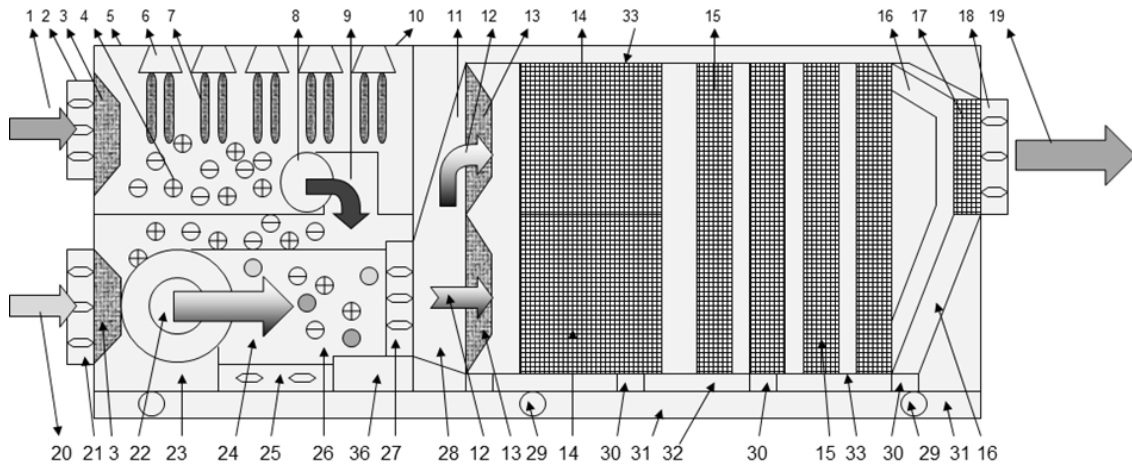
Durch die Kombination der beiden Verfahren (Ionisation und Adsorption an der Aktivkohle) ist eine effektive Oxidation der VOC's möglich und somit eine massive Reduktion der KW-Emissionen erreichbar (Acontec AG 2012). Durch die Regeneration der Aktivkohle soll eine möglichst lange Standzeit der Aktivkohle erreicht werden. Da die Edelstahlseinheiten druckdicht ausgeführt sind, ist es unbedingt notwendig, diese vor möglichen Druckstößen von Explosionen in der Shredderanlage zu schützen. Dies wird durch konstruktive bzw. bauliche Maßnahmen („Entkoppelung“) erreicht. Das Schema des kombinierten Verfahrens ist in Abb. 4 dargestellt, die technischen Daten der Anlage sind in der Tab. 1 zusammengefasst. In Abb. 5 ist die Ionisationskammer mit den Ionisationseinheiten abgebildet.

Tab. 1: Technische Daten des Kombinierten Verfahrens

Volumenstrom:	20.000 m <sup>3</sup> /h (12-h Betrieb)
Bauweise:	Containerbauweise (Modulbauweise)
Anzahl Container:	2 Stk. (Loacker Recycling GmbH)
Ausführung:	2-stufige Ausführung

# Ionisationsanlage zur Luftreinigung VOC und Geruchsneutralisation

Seiten-Ansicht Luftreinigungsanlage Twinn Single 6000, 10.000, 20.000



- |                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                    |                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                |
|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| <ul style="list-style-type: none"> <li>1 Frischluft Eingang Ionisationskammer</li> <li>2 Frischluftklappe Ionisationskammer</li> <li>3 Vorfilter Frischluft Ionisationskammer</li> <li>4 Positiv und Negativ Ionen</li> <li>5 Ionisationsgehäuse</li> <li>6 Ionisationsgeräte</li> <li>7 Ionisationsröhren</li> <li>8 Ventilator Einblasseite Ionisierte Luft in die Mischkammer Rohgas</li> <li>9 Einblaskanal Ionisierte Luft zum Rohgas</li> <li>10 Edelstahlkammer Aktivkohle</li> <li>11 Vorfilterkammer Aktivkohle</li> <li>12 Mischluft Rohgas Ionisierte Luft</li> <li>13 Vorfilter Aktivkohle</li> <li>14 Aktivkohlekassetten in V – Form angeordnet</li> <li>15 Aktivkohlekassetten in Wand – Form angeordnet</li> <li>16 Luftführung Reingas im Druckkörper</li> <li>17 Reserve Filter vor Austritt Reingasseite</li> <li>18 Reingasklappe Reingasaustritt</li> <li>19 Gereinigte Luft</li> <li>20 Rohgaseintritt Produktion</li> </ul> | <ul style="list-style-type: none"> <li>21 Rohgasklappe</li> <li>3 Vorfilter Rohgas (Partikelaufnahme)</li> <li>22 Rohgasventilator für EX oder Normalbetrieb</li> <li>23 Mischkammer Rohgas und Ionisierte Frischluft</li> <li>24 Mischluft in der Mischkammer/ Reaktionskammer</li> <li>25 Serviceklappe für Kundendienst</li> <li>26 Zuluftkanal zum Aktivkohlefilter</li> <li>27 Luftklappe zur Aktivkohle zum Druckgehäuse</li> <li>28 Führungskanal Mischluft zum Vorfilter Druckgehäuse</li> <li>29 Aufhängebolzen zum Transport und Aufstellung</li> <li>30 Führungsschienen zum Ausbau Druckgehäuse</li> <li>31 Tragerahmen der Gehäuse Innen und außen</li> <li>32 Kabelkanal für Anschlußkabel der Schaltelemente</li> <li>33 Druckkammer Aktivkohle</li> <li>34 Befestigungsschrauben Druckplatten Druckkammer</li> <li>35 Druckplatten</li> <li>36 Gehäusekammer Ventilator/Mischkammer</li> </ul> |
|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|

Abb. 4: Schema des kombinierten Verfahrens (Montermann 2010)





Abb. 5: Ionisationskammer mit Ionisationseinheiten (Montermann 2009)

## 7 DAS KOMBINIERTE VERFAHREN IN DER RECYCLING-INDUSTRIE

Da das Kombinierte Verfahren in der Schrottverwertungsbranche weltweit erstmals zum Einsatz kommt, wurde die installierte Abluftreinigungsanlage in einer ersten Phase als Versuchsanlage betrieben. Hierzu wurde bzw. wird ein Teilluftstrom der Gesamtluftmenge entnommen und der Filteranlage zugeführt. Der Versuchsaufbau der Loacker Recycling GmbH ist in Abb. 6 dargestellt. Bei der SRP GmbH ist der Versuchsaufbau prinzipiell gleich, die Anlagendimensionierung wurde in Abstimmung mit den lokalen Behörden auf eine „Pilotanlage“ (20.000 m<sup>3</sup>/h) dimensioniert, welche nach Abschluss der Versuchsphase umgehend in das Anlagenkonzept integriert werden kann.

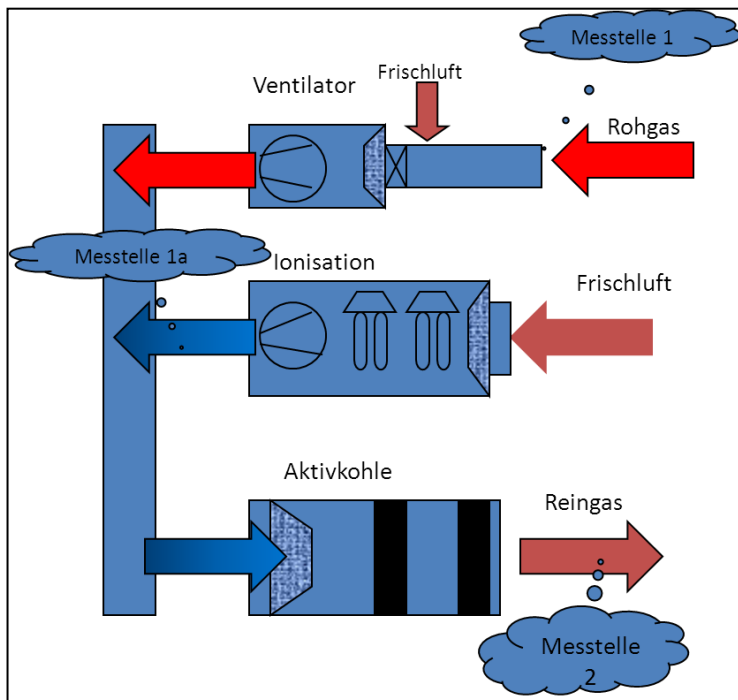


Abb. 6: Aufbau der Versuchsanlage 500 m<sup>3</sup>/h Loacker Recycling (Montermann 2010)

Die Locker Recycling GmbH hat in Zusammenarbeit mit der Venti Oelde GmbH ein Konzept erarbeitet, bei dem erstmals ein Teil der entstaubten Abluft in die Shredderanlage rückgeführt werden kann, wodurch der Gesamtabluftstrom geringer wird und in weiterer Folge die Filteranlage kleiner dimensioniert werden kann.

„Die kontinuierlichen FID-Messungen zeigen über die gesamte Dauer des Versuchsbetriebes einen sehr hohen Wirkungsgrad (Abbauleistung) von meist deutlich über 95 %. Von Beginn bis zum Ende des Versuches konnte keine Veränderung bzw. Nachlassen der Abbauleistung festgestellt werden. Die gute Wirkung des Filters ist auch aus den in den folgenden beiden Abb. 7 und 8 angeführten Konzentrations-Zeitdiagrammen ersichtlich.

Die durchgehende Linie (Konzentration Reinluft) kann phasenweise kaum von der Nulllinie unterschieden werden. Auch in den Nachtstunden, d.h. während des Regenerationsbetriebes werden keine relevanten Mengen an flüchtigen organischen Stoffen emittiert“ (Acontec AG 2012).

Die Geruchsmessungen ergaben, dass die Filteranlage auch Gerüche effizient eliminiert, die Ergebnisse von < 50 GE liegen unter der Wahrnehmungsschwelle für Geruch (Acontec AG 2012).

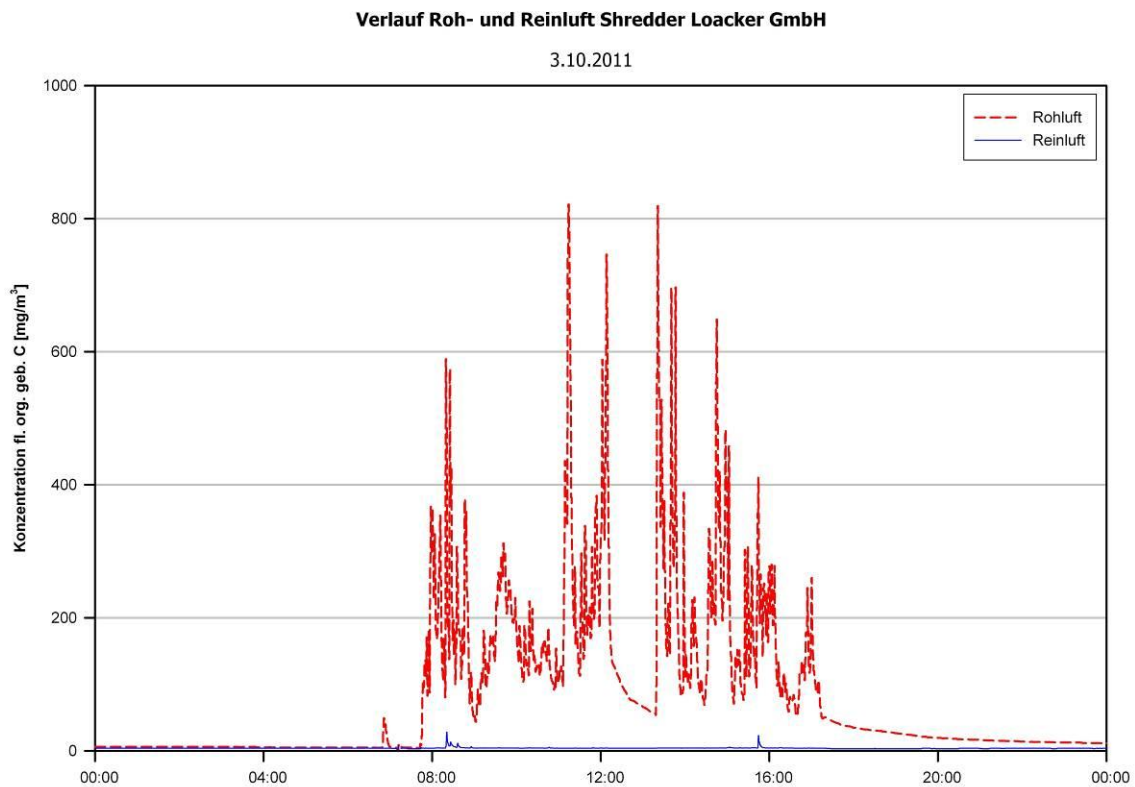


Abb. 7: Verlauf der Konzentration an flüchtigem, organisch gebundenen Kohlenstoff in der Roh- und Reinluft (Acontec AG 2012)

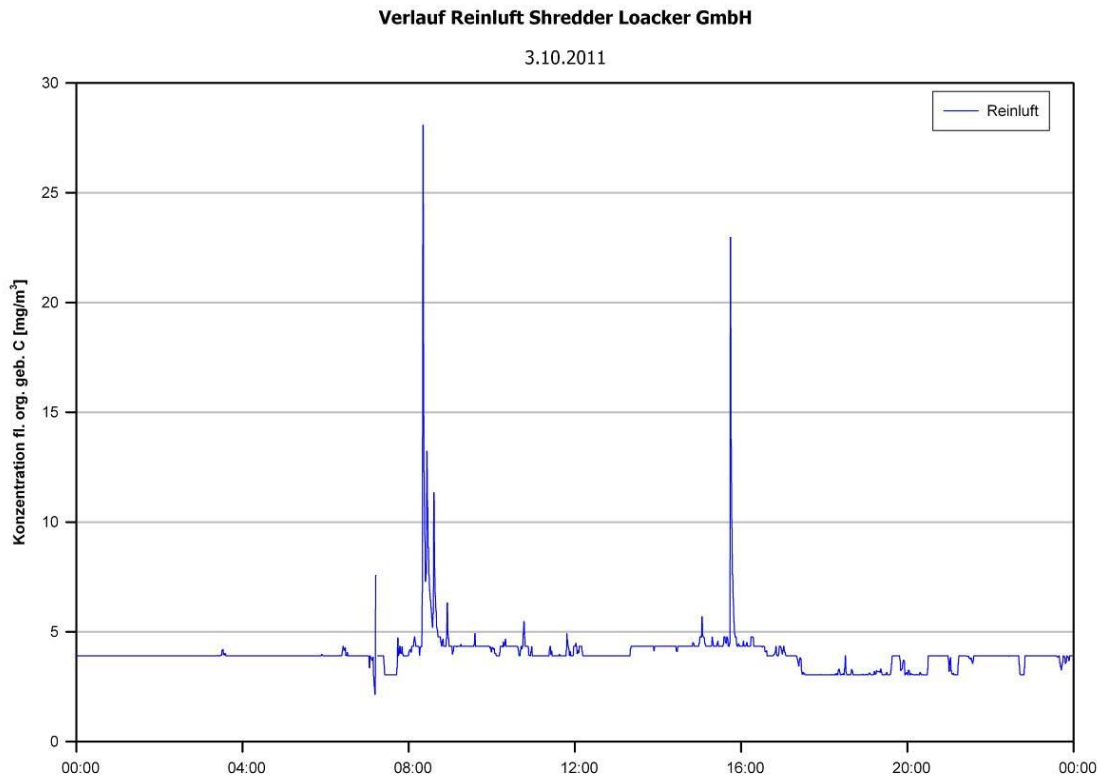


Abb. 8: Verlauf der Konzentration an flüchtigem, organisch gebundenen Kohlenstoff in der Reinluft (Acontec AG 2012)

## 8 ZUSAMMENFASSUNG, SCHLUSSFOLGERUNG UND AUSBLICK

Im Beitrag wurde aufgezeigt, dass durch die engagierte Herangehensweise der Locker Recycling GmbH und der SRP GmbH Lösungen gefunden werden können, auch wenn noch keine erprobte Technik zur Verfügung steht. In dem gezeigten Beispiel wurde von Unternehmen in der Recycling-Industrie die beste Technik zur Abscheidung der gasförmigen Abluftinhaltsstoffe evaluiert. Um dieses Verfahren – Kombiniertes Verfahren (Ionisation und Adsorption an der Aktivkohle) – sinnvoll einzusetzen, muss zunächst eine druckseitige „Entkoppelung“ der Filteranlage vom Abluftstrom installiert werden, um die Filteranlage vor eventuellen Druckstößen nach einer Shredderverpuffung zu schützen. Nach Abschluss der Versuchsphase in den Betrieben wird die in Modulbauweise konzipierte Abluftreinigungsanlage entsprechend der Abluftmengen installiert und betrieben. Nach bisherigen Erfahrungen können mit diesem kombinierten Verfahren die Emissionsgrenzwerte in dem schwierigen Umfeld der Altmetallaufbereitung weit unterhalb der Grenzwerte eingehalten werden. Somit steht für diese Branche eine Technik zur Abscheidung der flüchtigen organischen Kohlenwasserstoffe – VOCs zur Verfügung.

## LITERATUR

- Acontec AG (2012) *Reinigung der Shredderabluft mit einer Ionisations-Aktivkohlereinigungsanlage*. Schaan, Fürstentum Liechtenstein.
- Heyer, C. (2007) Shredder-Betreiber sollen Filterung weiter verbessern. In: *Recycling Magazin* 20/2007, 62. Jahrgang, Ausgabe 20, Hrsg. Reed Business Information GmbH, pp. 22-23.
- Montermann J. (2009) *Fotodokumentation Anlagendetails*, Dürscheven/Zülpich, Deutschland.
- Montermann J. (2010) *Betriebsanleitung Technische Dokumentationen CE – Errichterbescheinigung Wartungsanleitung Twinn 20.000 – 12*. Dürscheven/Zülpich, Deutschland.
- Saarländische Rohprodukte GmbH (2009) *Luftbild 2009*. Homburg, Deutschland.
- TA Luft (2002) *Erste Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Bundes-Immissionsschutzgesetz (Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft - TA Luft)* vom 24. Juli 2002.

# „Smart Energy from Waste“: Trennen – Recyclen – Thermisch Verwerten

D. Sohm

ENPOS GmbH Environmental Energy & Power Solutions, Dornbirn, Österreich

M. Haselgrübler

SIEMENS Industry Sector, Reject Power, Linz, Österreich

**KURZFASSUNG:** Die Abfallwirtschaft hat sich längst von der Entsorgungswirtschaft zur Rohstoff- und Energiewirtschaft gewandelt. In diesem Zusammenhang bieten Siemens und ENPOS mit dem neu entwickelten Konzept der mechanisch-thermischen Abfallbehandlung eine sinnvolle Alternative zum Deponieren beziehungsweise zur Massenverbrennung von Kommunalabfällen an. Das Recycling- und Energiepotenzial des Restabfalls wird durch dieses neue und innovative Verfahren optimal genutzt.

## 1 EINLEITUNG

Im Sinne einer Ressourcen schonenden Abfallverwertung findet nun im Rahmen einer mechanischen Aufbereitung eine stoffliche Separierung statt, sodass in weiterer Folge ausschließlich jene Anteile des Abfalls thermisch verwertet werden, die nicht recycelt werden können. Das Modell fördert gerade für klein bis mittelgroße Anlagen von 80.000 bis 150.000 Jahrestonnen die Regionalität der Entsorgung und bringt die Energie zum dezentralen Verbraucher.

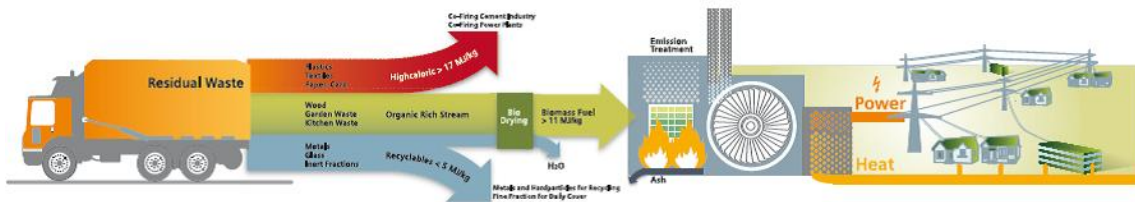


Abb. 1: Smart Energy from Waste“ durch die mechanisch – thermische Abfallbehandlung

Die Aufbereitung der Restabfälle erfolgt in einfachen Prozess- und Aufbereitungsschritten:

- Schritt 1: Die Zerkleinerung des eingehenden Abfalls mittels der bewährten Prallmühle, einem äußerst robusten Schnellläufer, der für eine selektive Zerkleinerung sowohl der Organik als auch der Hartstoffe sorgt.
- Schritt 2: Die Siebung des zerkleinerten Abfalls in:
  - < 50 mm organisch angereicherte Fraktion
  - 50 mm hochkalorische Fraktion
- Schritt 3: Die Sichtung der FE und NE Metalle aus den Hauptströmen
- Schritt 4: Die Sichtung der Hartstoffe mittels Windsichter aus der organisch angereicherten < 50 mm Fraktion, sodass ein kompakter Strom bestehend aus Glas und Steinen (vorwiegend < 30 mm Korngröße) entsteht, der als Bauhilfsstoff Verwendung finden kann.

- Schritt 5: Unterschiedliche Betriebszeiten der Separierung und der Verbrennung verlangen nach einer Zwischenlagerung des Biobrennstoffs in einem belüfteten Bunkersystem, welches die Brennstoffversorgung für die thermische Verwertung in der Siemens Reject Power Anlage gewährleistet. Die Abluft des Bunkersystems und der Aufbereitungsanlage wird über ein zentrales Lüftungssystem erfasst und über einen Biofilter geführt. Somit verbleibt die gesamte Anlage nach außen völlig geruchsneutral.

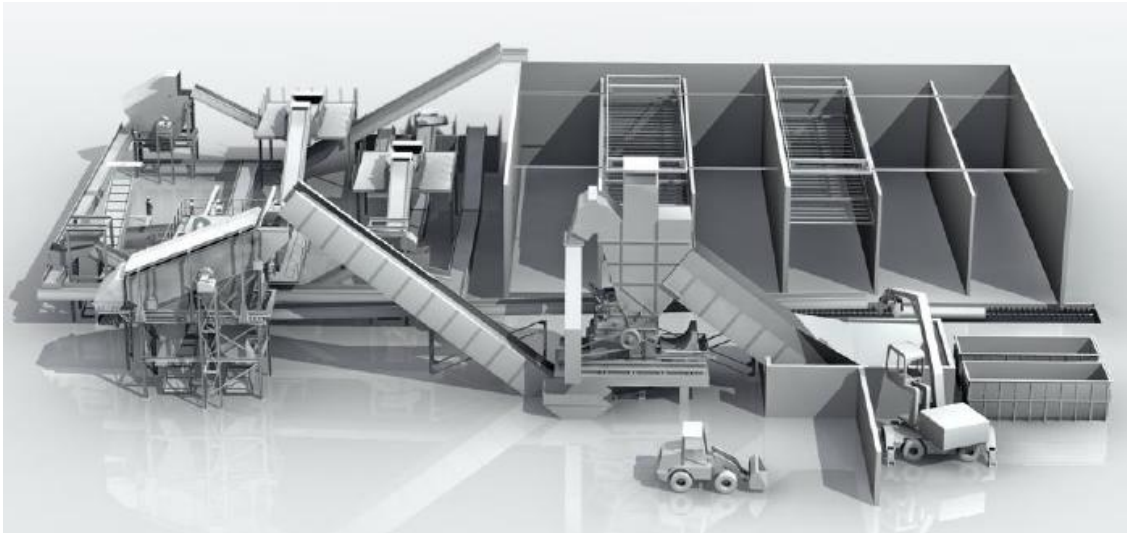


Abb. 2: ENPOS Abfallaufbereitungs- und Brennstofflager Konzept

## 2 KURZE TRANSPORTWEGE UND ANPASSUNG DER ANLAGE AN DEN LOKALEN BEDARF

Es ist ein wesentlicher technischer Vorteil dieser Anlagenkonzeption, dass durch den vorgeschalteten Aufbereitungsprozess neben einer heizwertreichen Fraktion – die für den Einsatz in der Zementindustrie oder in Ersatzbrennstoffkraftwerken gedacht ist – des Weiteren eine mittelkalorische Brennstofffraktion mit hohem Biomasseanteil entsteht, die sich bestens zur Ökoenergieerzeugung in den von Siemens Industry entwickelten Reject Power Anlagen eignet.

Mit einem Heizwert von 10 bis 13 MJ/kg besitzt dieser Brennstoff weitgehend konstante verbrennungstechnische Eigenschaften. Die Verbrennung kann somit gleichmäßig, ohne maßgebliche Veränderungen der Brennstoffeigenschaften betrieben werden. Denn Schwankungen, verursacht durch unregelmäßige Abfallströme, erfordern bei großen, zentralen Müllverbrennungsanlagen – abhängig von Größe und Zusammensetzung – eine aufwendige Rostgestaltung.

Das dezentrale Konzept von Siemens und ENPOS ermöglicht zudem kurze Transportwege und die Anpassung der Anlage an den lokalen Energiebedarf.

Je nach den gesetzlichen Rahmenbedingungen im Einsatzland der Anlage ist es auch möglich, lokale Biomassevergütungen für die erzeugte elektrische Energie und die Wärme zu erhalten.

## 3 SMART ENERGY FROM WASTE

Im zweiten Verfahrensschritt erfolgt die thermische Verwertung des erzeugten Biobrennstoffes in der Reject Power Anlage von Siemens. Dabei wird mittels innovativer Schleuderradtechnologie der < 50 mm Brennstoff unter Zuhilfenahme von Trägerluft in den Feuerraum eingebracht. Es erfolgt eine gleichmäßige Verteilung der Teilchen über die gesamte Rostfläche. Während der Flugphase findet eine Vortrocknung statt. Die Brennstoffteilchen landen in einer glühenden und brennenden Umgebung, wodurch sie sofort zünden.

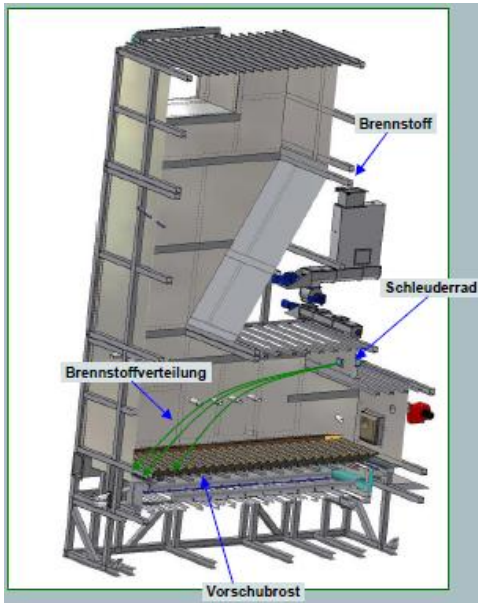


Abb. 3: Siemens Reject Power Konzept mit Schleuderrad Brennstoffbeschickung

Die Temperaturen am Rost liegen konstant bei ca. 1.000 °C und sind gleichmäßig in der Brennkammer verteilt. Da sie im Vergleich zu konventionellen Rostverbrennungsanlagen bedeutend niedriger sind, wird eine Schlackebildung weitestgehend vermieden. Zudem ist infolge der isolierenden Wirkung der Asche am Rost eine Kühlung des Rostes mit Wasser nicht erforderlich.

Zur Sicherstellung eines vollständigen Ausbrands der Asche ist eine eigene Ausbrandzone angeordnet. Dort findet auch eine Vorkühlung der Asche statt. Die pulverförmige Asche mit einem sehr geringen Anteil an kleinen Schlackestücken ist inaktiv, kann somit trocken ausgetragen und unmittelbar in Silos gelagert werden.

Dem Feuerraum nachfolgend ist die „2 s“ Oxidationszone mit feuerfester Ausmauerung (d.h. keine Wärme wird entnommen) angeordnet. Am Anfang dieser Oxidationszone wird die Sekundärluft zugeführt. Durch die adiabate Ausführung wird eine Ablagerung innerhalb dieser Zone vermieden, weiters herrscht eine optimale Umgebung für den Einsatz einer SNCR-Anlage zur NO<sub>x</sub>-Reduktion vor.

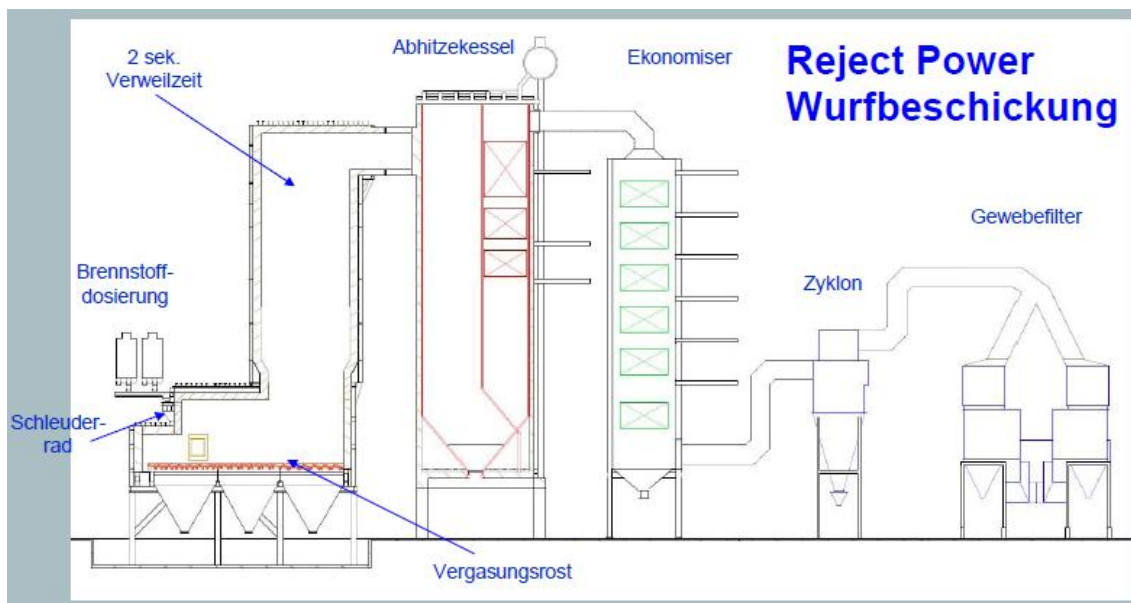
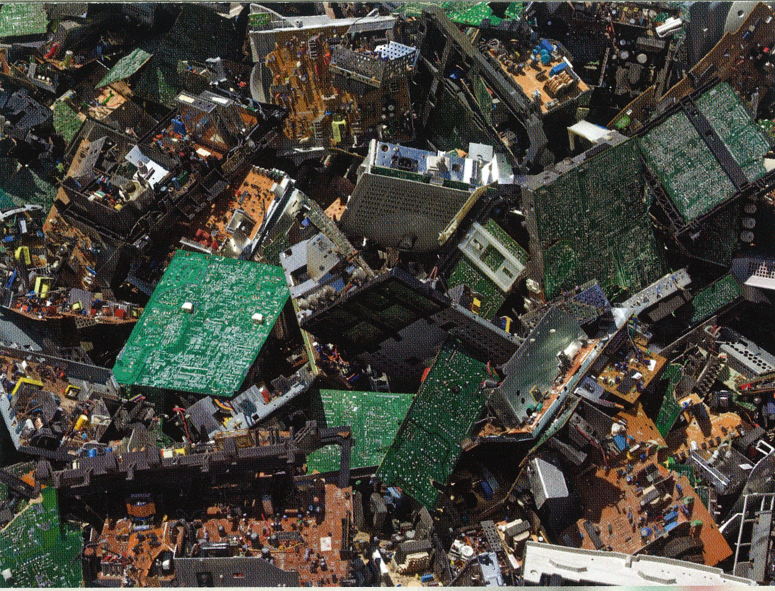


Abb. 4: Siemens Reject Power Verbrennung – Energie – und Rauchgasreinigung Konzept

Zusammengefasst ist das innovative Schleuderradverfahren von Siemens, eine Kombination aus Wirbelschicht und Rosttechnologie. Sie ermöglicht eine gleichmäßige Verteilung des Brennstoffs am Rost und liefert optimale Verbrennungsergebnisse bei niedrigsten Emissionen. Mit der gewonnenen Wärme wird Dampf erzeugt, der je nach Bedarf zur Versorgung eines Fernwärmenetzes, zur Erzeugung von Prozesswärme und, in Verbindung mit Kraft Wärme Kopplung, zur Erzeugung von elektrischer Energie verwendet werden kann.

Die Unterschiede zu zentralen Müllverbrennungsanlagen:

- Dezentrales Anlagenkonzept – Erzeugung von lokal verwertbarer elektrischer Energie und Prozesswärme,
- Geringe spezifische Investitionskosten pro Tonne Input, wirtschaftlich im Betrieb,
- Höchste Energieeffizienz durch Kraft Wärme Kopplung,
- Effiziente Anlagengröße – nichtbrennbare Fraktionen und hochkalorische Brennstoffe werden aussortiert,
- Erfüllung des Recyclingstandards durch das Separieren von Hartstoffen, Eisen und Buntmetallen und von hochkalorischen Brennstoffen,
- Geringer Ascheanteil in pulverförmiger Struktur,
- Geringe Restmengen für die Deponie (das Ziel: Zero Waste Strategie) und
- Betriebssicherheit durch robuste Technik.



UNIVERSITÄTSLEHRGANG

# RECYCLING

TECHNOLOGIEAKADEMIE • BERUFSBEGLEITENDE WEITERBILDUNG



## Posterpräsentationen

## Die Gründung einer Organisation für ungarische Gebrauchtwarensammler – ISHS

E. Schmied, S. Scherhauser & G. Obersteiner

*Universität für Bodenkultur Wien, Institut für Abfallwirtschaft, Wien, Österreich*

**KURZFASSUNG:** Eines der Hauptziele im Rahmen des durch den ERDF geförderten CENTRAL EUROPE Projektes TransWaste ([www.transwaste.eu](http://www.transwaste.eu)) ist es, gemeinsam mit den betroffenen Akteuren umsetzbare Lösungsvorschläge zu den Tätigkeiten der informellen Sammler zu entwickeln. Basierend auf den gewonnenen Erkenntnissen aus den Untersuchungen im Rahmen des Projektes wurden mehrere Konzepte erarbeitet und bei nationalen sowie transnationalen Workshops mit Vertretern der österreichischen Abfallwirtschaft, Ministerien und der Polizei sowie mit ungarischen Sammlern diskutiert. Auf dem Poster ist ein Konzept präsentiert, welches sich bereits in der Umsetzungsphase befindet. In Ungarn wurde eine Organisation namens ISHS (International Second Hand Service) zum grenzüberschreitenden Gebrauchtwarenhandel gegründet. Deren Mitglieder sollen ihre Tätigkeit unter Kenntnis und Einhaltung der rechtlichen und ökologischen Anforderungen im In- und Ausland konfliktfrei ausüben. Dafür müssen sie eine spezielle Ausbildung absolvieren, die von dieser Vereinigung organisiert wird. Weiters wurden Formulare zur rechtskonformen Durchführung entwickelt, die zur Information der Haushalte und als Bestätigung des Erhalts von Gebrauchtwaren dienen.

### 1 EINLEITUNG

Sperrmüll aber auch andere sperrige Gegenstände, sowie Metalle und Elektro(alt)geräte werden in Österreich nicht nur im Rahmen der offiziellen Abfallwirtschaft entsorgt, sondern auch von nicht autorisierten Personengruppen (ohne Genehmigung seitens der zuständigen Kommunen und Abfallverbände) gesammelt und zum Teil ins Ausland verbracht. Diese Sammlungen der in Österreich unter dem Begriff "ungarische Kleinmaschinenbrigaden" bekannten Personen/Gruppen finden vor und in Abfallsammelzentren oder bei Haushalten statt.

Bei den eingesammelten Waren handelt es sich größtenteils um gebrauchte, voll funktionsfähige Güter wie Möbel, Haushaltsgeräte (Elektrogeräte), Kleidung, Sportgeräte, Kinderspielsachen und ähnliches, die von den jeweiligen Besitzern nicht mehr benötigt und deshalb hergegeben werden. Allerdings werden im Zuge dieser Sammlungen auch wertvolle Materialien wie Metalle mitgenommen. Zusätzlich ist nicht jeder Sammelgegenstand in weiterer Folge zu reparieren bzw. wiederverwend- und -verkaufbar. Neben brauchbaren Produkten werden demnach auch immer wieder Abfälle im Sinne des AWG mitgenommen.

Im Zuge der Recherchen durch das Institut für Abfallwirtschaft der Universität für Bodenkultur Wien hat sich gezeigt, dass diese Situation vor allem für die österreichischen Abfallwirtschaftsverbände und Gemeinden untragbar ist. Ein wesentlicher Kritikpunkt ist der rechtliche Zustand, der zwar vielen der Stakeholder eindeutig erscheint, aber doch in einigen Situationen unklar ist und geklärt gehört. Dazu wurden in Österreich die aufgetretenen Probleme im Zuge von Projektworkshops gemeinsam mit Vertretern des Bundesministeriums für Land-, Forst-, Umwelt- und Wasserwirtschaft (BMLFUW), der Landesregierungen, der Abfallwirtschaftsverbände, privaten und öffentlichen Interessensvertretungen sowie Abfallrechtsjuristen diskutiert.

Ausgehend von der Abklärung der Rechtssituation in Österreich und den daraus gewonnenen Erkenntnissen wurde im Rahmen des durch den ERDF geförderten CENTRAL EUROPE – Projektes TransWaste gemeinsam mit den internationalen Projektpartnern und anderen Stakeholdern an Lösungsmöglichkeiten zur Formalisierung jener Tätigkeiten gearbeitet.

## 2 FORMALISIERUNGSSIDEEN

Ausgehend von den Ergebnissen eines von Niederhuber & Bauer (2010) erstellten Rechtsgutachtens wurden gemeinsam mit den betroffenen Akteuren umsetzbare Lösungsvorschläge zu den Tätigkeiten der informellen Sammler entwickelt.

Basierend auf den gewonnenen Erkenntnissen aus den Untersuchungen im Rahmen des Projektes wurden mehrere Konzepte erarbeitet und bei nationalen sowie transnationalen Workshops mit Vertretern der österreichischen Abfallwirtschaft, Ministerien und der Polizei sowie mit ungarischen Sammlern diskutiert. Die finalen Konzepte sind:

- Integration des informellen Sektors in den Aufbau von Re-use und Repair-Netzwerken in Kooperation mit sozialwirtschaftlichen Integrationsunternehmen,
- Errichtung eines gekennzeichneten Bereiches in Abfallsammelzentren für Gebrauchsgüter und
- Errichtung einer Vereinigung für ungarische Gebrauchsgüterwechsler.

### 2.1 Ungarische Organisation für Gebrauchsgüterwechsler - ISHS

In Ungarn wurde eine Organisation zum grenzüberschreitenden Gebrauchsgüterhandel gegründet. Deren Mitglieder sollen ihre Tätigkeit unter Kenntnis und Einhaltung der rechtlichen und ökologischen Anforderungen im In- und Ausland konfliktfrei ausüben. Dafür müssen sie eine spezielle Ausbildung absolvieren, die von dieser Vereinigung organisiert wird. Diese Ausbildung enthält folgende Schwerpunkte:

- Abfallwirtschaft und Umweltschutz,
- Transport,
- Grundlagen zur Unternehmensgründung,
- Grundsätze und Regeln des Handels,
- Sammlung von Gebrauchsgütern und
- Spezifische Deutschkenntnisse.

Zusätzlich wurden zur rechtskonformen Durchführung der Aktivitäten Formulare für die Anmeldung der Sammlung sowie zur Übergabe der Gebrauchsgüter in Kooperation mit dem Rechtsanwaltsbüro NH entwickelt.

## 3 SCHLUSSFOLGERUNG

Die ISHS unterstützt mit den Tätigkeiten der registrierten Sammler die Abfallvermeidung und kann Beispiel geben für eine mögliche, grenzüberschreitende Kooperation. Gemäß der in der Abfallrahmenrichtlinie (2008/98/EG) definierten Wiederverwendung wird bei der ökologisch und rechtlich konformen Gebrauchsgüterwechsler-Sammlung ein wesentlicher Beitrag zum grenzüberschreitenden Re-Use geleistet.

## LITERATUR

- AbfallrahmenRL (2008) *Richtlinie 2008/98/EG des europäischen Parlaments und des Rates vom 19. November 2008 über Abfälle und zur Aufhebung bestimmter Richtlinien*. Amtsblatt der EU.
- Niederhuber, M. & Bauer, A. (2010) *Rechtsgutachten betreffend das Projekt TransWaste – abfall- und haftungsrechtliche Rahmenbedingungen*. Veröffentlichtes Rechtsgutachten. Wien. Österreich.

## Neues Behältersystem zur gesetzeskonformen Sammlung von Bildschirmgeräten

R. Brüning  
*Dr. Brüning Engineering, Brake, Deutschland*

M. Diepolder  
*Gebr. Koch GmbH & Co. KG, Lage, Deutschland*

D. Schöps  
*ELPRO Elektronik-Produkt-Recycling GmbH, Braunschweig, Deutschland*

B. Cebulla  
*Institut für Distributions- und Handelslogistik (IDH), Dortmund, Deutschland*

**KURZFASSUNG:** Nach § 9 Abs. 4 ElektroG muss die Sammlung als auch Bereitstellung der Altgeräte in fünf Sammelgruppen erfolgen. Besonders bei der Sammelgruppe 3 gibt es jedoch erhebliche Abweichungen von den gesetzlichen Vorgaben in der Entsorgungspraxis. So werden Bildschirmgeräte in der Regel weder separat noch bruch sicher erfasst. Die Geräte werden oft durch unsachgemäße Transport- und Umladevorgänge beschädigt und nicht zuletzt werden volle Sammelcontainer beim Erstbehandler im Regelfall abgekippt, so dass es insgesamt zu erheblichen Beschädigungen der angelieferten Geräte kommt. Dies führt nicht nur zu einem hohen, unnötigen Zerstellungsgrad, sondern auch zu einer erhöhten Gefahr, dass Schadstoffe freigesetzt werden. Zusammenfassend kann festgestellt werden, dass die derzeitige Erfassung und Sammlung von Bildschirmltgeräten mithilfe von Abrollcontainern zum einen nicht gesetzeskonform und zum anderen nicht Sinn der Praxis einer nachhaltigen und effizienten Entsorgung ist. Aus diesem Grund wurde ein neuer Behälter entwickelt, der diese Missstände beseitigt.

### 1 EINLEITUNG

Am 24. März 2006 ist das Gesetz über das Inverkehrbringen, die Rücknahme und die umweltverträgliche Entsorgung von Elektro- und Elektronikgeräten (ElektroG) in Kraft getreten. Die Sammlung und Bereitstellung der Altgeräte erfolgen in Deutschland aufgrund § 9 Abs. 4 ElektroG zur Verringerung des logistischen Aufwandes in fünf Sammelgruppen. Weiterhin präzisiert es, wie die Altgerätesammlung zu erfolgen hat und welche Mindestanforderungen die hierbei zum Einsatz kommenden Sammelbehälter erfüllen müssen.



Abb. 1: Keine separate und bruch sichere Erfassung der Geräte der Sammelgruppe 3

Trotz dieser klaren Vorgaben hat sich nach Inkrafttreten des ElektroG bei der Sammelgruppe drei (insbesondere bei Bildschirmgeräten) eine Entsorgungspraxis etabliert, die in vielen Punkten den Vorgaben des Gesetzes widerspricht. So werden Bildschirmgeräte i.d.R. weder separat noch bruchsicher erfasst (siehe Abb. 1), die Geräte werden oft durch unsachgemäße Transport- und Umladevorgänge beschädigt und zuletzt werden volle Sammelcontainer beim Erstbehandler i.d.R. abgekippt, so dass es insgesamt zu erheblichen Beschädigungen der angelieferten Geräte kommt. Dies führt nicht nur zu einem erhöhten Zerstörungsgrad, sondern auch die Gefahr der Freisetzung von Schadstoffen, wie z.B. von Quecksilber, nimmt weiter zu (vgl. Abb. 2)



Abb. 2: Typisches Szenario auf dem Hof eines Entsorgers nach dem Abkippen

## 2 PROJEKT UND SEINE INNOVATION

Da die derzeitige Erfassung und Sammlung von Bildschirmtätgeräten mithilfe von Abrollcontainern zum einen nicht gesetzeskonform und zum anderen nicht Sinn der Praxis einer nachhaltigen und effizienten Entsorgung ist, wurde von den Umweltberatungsunternehmen Dr. Brüning Engineering in Brake, dem Elektro(ni)altgeräte – Entsorger ELPRO Elektronik-Produkt Recycling GmbH in Braunschweig, dem Behälterbauer Gebr. Koch GmbH & Co. KG in Lage und dem Forschungsinstitut für Distributions- und Handelslogistik in Dortmund der nachfolgend dargestellte Behälter entwickelt. Der neuentwickelte Sammel-/Transportbehälter zeichnet sich durch seine robuste Konstruktion und seine leichte Handhabbarkeit, sowohl mit Hilfe eines Gabelstaplers als auch mittels Handhubwagen, aus. Für die sichere Beförderung des Behälters ist dieser mit längs- und querseitigen Staplerführungen ausgerüstet. Die Beladung erfolgt über die Behälterfront, welche schrittweise, mittels einhängbarer Sicherungsstangen verschlossen bzw. geöffnet werden kann. Somit wird ein benutzerfreundliches und sicheres Arbeiten ermöglicht.



Abb. 3: Neu entwickelter Sammel- und Transportbehälter für Bildschirm(alt)geräte

Die Dimensionierung ist zum einen auf die optimale Raumnutzung des LKW Laderaums und zum anderen auf ein maximal mögliches Transportvolumen ausgelegt. Einfaches Rangieren und Drehen mittels Handhubwagen auf der LKW Ladefläche ist problemlos möglich. Aus den Außenmaßen von 1.530 mm x 2.150 mm x 1.100 mm (L x H x T) ergibt sich ein Ladevolumen von ungefähr 3,6 Kubikmetern. Die maximale Traglast beträgt 1.000 kg, bei einem Leergewicht des Behälters von 173 kg. Ein gesickter Blechboden sorgt für eine hohe Stabilität und verhindert das Herausfallen von Steckern und Kabeln. Ein optionales Blechdach bietet den gesetzlich vorgeschriebenen Witterungsschutz. Weiterhin ist der Behälter zur platzsparenden Lagerung stapelbar. Der neu entwickelte Behältertyp zeichnet sich so durch vielerlei Vorteile wie z.B. den schonenden Transport, das leichte Handling, eine platzsparende Lagerung, usw. von Bildschirm(alt)geräten aus und erfüllt alle gesetzlichen Forderungen.

### 3 ZIELMARKT UND VERMARKTUNGSAKTIVITÄTEN

In Deutschland existiert im Bereich der Erfassung von Elektroaltgeräten ein großer Markt. So wurden im Jahr 2009 ca. 90.520 Abholungen von zur Abholung gemeldeten Behältern mit Elektro- und Elektronik-Altgeräten über das EAR – System durchgeführt (vgl. Stiftung EAR 2010). Sammelstellen, die für eine oder mehrere Sammelgruppen optiert haben, sind in dieser Statistik nicht enthalten. Laut Stiftung EAR entfällt auf die Sammelgruppe drei ein prozentualer Anteil von 39 % (siehe Abb. 3), dies entspricht einer Menge von 35.172 Abholungen. Diese Mengen werden innerhalb Deutschlands auf ca. 1.500 kommunalen Sammelstellen gesammelt, die hierzu rund 7.000 Container, Mulden und andere Sammelbehälter einsetzen. Hinzu kommen Großhändler, Vertreiber, Hersteller und beauftragte Dritte, die ebenfalls Elektro- und Elektronik-Altgeräte zurücknehmen. Um ein möglichst breites Kundenspektrum zu erreichen, wurde ein Produktvideo erstellt und auf der Internetplattform YouTube veröffentlicht: [http://www.youtube.com/watch?feature=player\\_detailpage&v=ISo4Pz6N8ac](http://www.youtube.com/watch?feature=player_detailpage&v=ISo4Pz6N8ac).

#### 4 WIRTSCHAFTLICHE ERGEBNISSE

Nach erfolgter Gebrauchsmusteranmeldung am 15.12.2011 mit der offiziellen Bezeichnung „Sammel-/Transport-Box“ und dem amtliches Aktenzeichen 20 2011 109 113.2 werden z.Z. gerade ca. 700 in der Elektronikaltgerätebranche tätige Unternehmen schriftlich über das Projekt und den neu entwickelten Behälter informiert. Parallel läuft dazu eine persönliche telefonische Kontaktaufnahme zu den zuvor angeschriebenen Unternehmen. Das Entwickler - Team verzeichnet bisher eine positive Resonanz zu dem Projekt und die ersten Behälter wurden auch schon verkauft. Bei ausreichender Nachfrage wird eine Serienfertigung angestrebt.



**Außenmaße:** 1500x1140x2150 mm (BxTxH)  
**Fassungsvermögen:** 3,6 m<sup>3</sup>  
**Nutzlast:** 1000 kg  
**Farbe:** Staubgrau RAL7037 mit Grundierung  
**Stapelbar:** 2-fach



**Ausstattung:** dreiseitige Vergitterung 50x50 mm, Boden aus gesicktem Stahlblech, Dach mit Schräge für schnellen Wasserablauf, 7 Sicherungsstangen, Staplerführungen mit Knotenblechen an allen vier Seiten

**Details:**



**Sicherungsstangen** mit Einhängvorrichtung für Gitterwand zur vorübergehenden Aufbewahrung, **verlängerte Aufnahmelaschen** mit **Sicherheitsverschlüssen** für Sicherungsstangen (oberer Verschluss geöffnet, unterer geschlossen)



Unterboden mit vier **doppelrohrigen Unterzügen** als stabile Auflage für Stapler- und Hubwagenzinken

Abb. 4: Produktfotos und Spezifikationen

# Rohstoffe für den Wirtschaftsstandort Bayern – Eine Ressourcenstrategie

M. Franke, S. Pfeifer & M. Mocker

*Fraunhofer UMSICHT-ATZ, Sulzbach-Rosenberg, Deutschland*

M. Faulstich

*Lehrstuhl für Rohstoff- und Energietechnologie, TU München, Straubing, Deutschland*

**KURZFASSUNG:** Der Industriestandort Bayern ist mit seinem hohen Anteil an High-Tech-Unternehmen in besonderem Maße von wirtschaftsstrategischen Rohstoffen abhängig. Welche Rohstoffe für die bayerische Wirtschaft von großer Bedeutung sind und welche Abfallströme zur Substitution dieser Rohstoffe herangezogen werden können, wurde in der Initialstudie „Ressourcenstrategie für Bayern unter besonderer Berücksichtigung von Sekundärrohstoffen“ (ATZ 2011) untersucht und im vorliegenden Beitrag in Auszügen dargestellt. Neben spezifischen Parametern der untersuchten Rohstoffe, wie beispielsweise der Substituierbarkeit und der Recyclingfähigkeit, wurde insbesondere die wirtschaftliche Bedeutung der jeweiligen Rohstoffe für Bayern analysiert. Die Auswertung ergab eine spezielle Relevanz für die Elemente Kupfer, Lithium, Platingruppenmetalle sowie Seltene Erden. Probleme bei der Nutzung der Sekundärrohstoffpotenziale entstehen unter anderem aufgrund von exportgenerierten Rohstoffabflüssen, die insbesondere bei Altfahrzeugen und Elektronikaltgeräten zu verzeichnen sind. Auch bestehen erhebliche Wissensdefizite im Bereich der einzelnen Industrien und Branchen hinsichtlich des eigenen Rohstoffbedarfs und somit auch der Rohstoffabhängigkeit.

## 1 EINLEITUNG

Der weltweit steigende Rohstoffbedarf hat in den vergangenen Jahren wiederholt zu teilweise extremen Preissteigerungen und Verfügbarkeitsrisiken insbesondere im Bereich der Industriemetalle und -minerale geführt. Die Sicherstellung der industriellen Produktion und damit des Wohlstandes moderner Industriegesellschaften erfordert daher Konzepte zu einer nachhaltigen und krisensicheren Rohstoffversorgung. Vor diesem Hintergrund hat das Bayerische Umweltministerium die hier auszugsweise beschriebene Studie zur Erarbeitung einer auf die spezifischen Rahmenbedingungen des Freistaates Bayern zugeschnittenen Rohstoffstrategie in Auftrag gegeben.

## 2 HERANGEHENSWEISE

Während sich viele Studien in der Vergangenheit mit der Identifizierung kritischer Rohstoffe sowie der Ermittlung von Indikatoren zur Bewertung möglicher Verfügbarkeitsrisiken befasst haben, wurde in der hier vorgestellten Arbeit ein darüber hinaus gehender Ansatz zur Entwicklung einer länderspezifischen Ressourcenstrategie gewählt. Aufbauend auf einer unter Einbeziehung existierender Studien sowie eigener Kenntnisse basierenden Analyse der Kritikalität einer breiten Basis von Industriemetallen und -mineralen wurden in einem weiteren Schritt die Leitindustrien des Landes anhand verschiedener Kennzahlen wie beispielsweise der Beschäftigtenzahlen sowie der Bruttowertschöpfung ermittelt. Der Bedarf, der auf diese Weise identifizierten Leitindustrien an kritischen Rohstoffen wurde aufgrund der unzureichenden Datenbasis zum Rohstoffbedarf der betroffenen Branchen unter Auswertung der in der Außenhandelsstatistik enthaltenen Warenimporte abgeschätzt. Als Bewertungskriterium wurde sowohl die absolute Importmenge, als auch der Anteil der bayerischen Importe im Vergleich zur Gesamtimportmenge Deutschlands herangezogen. Besondere Beachtung fanden dabei Rohstoffe, bei denen der



bayerische Importanteil für eine Vielzahl von Warengruppen als deutlich überdurchschnittlich zu bewerten war. Auf diese Weise wurde zu der grundlegenden Information der Kritikalität der Rohstoffe im allgemeinen die bayernspezifische wirtschaftliche Bedeutung dieser Rohstoffe ermittelt und mithilfe eines für diesen Zweck entwickelten wirtschaftlichen Gewichtungindex priorisiert. Um die Bedeutung der betrachteten Rohstoffe hinreichend differenziert abbilden und bewerten zu können, wurden Rohstoffsteckbriefe erstellt. Diese Steckbriefe enthalten bayernspezifische Kennwerte und Zahlen (wirtschaftliche Bedeutung, Mengenrelevanz) sowie zusätzliche, den Rohstoff betreffende Parameter (Substituierbarkeit, Recyclingfähigkeit u. a.) (ATZ 2011). In einem letzten Schritt wurden die in Bayern verfügbaren Sekundärrohstoffpotenziale aus Restmüll, Altfahrzeugen, Elektronikaltgeräten, Deponien und phosphorhaltige Stoffströme zur Phosphorrückgewinnung betrachtet.

### 3 ERGEBNISSE

#### 3.1 Rohstoffauswahl

In der Studie wurden unter Auswertung existierender Studien (Angerer 2009, Bardt 2008, Buchert 2009, European Commission 2010) 30 Rohstoffe näher betrachtet. Diese wurden in mindestens einer der Studien als kritisch bzw. besonders kritisch eingestuft oder als für Zukunftstechnologien relevant identifiziert.

Dabei handelt es sich um die Elemente Antimon, Baryt, Beryllium, Chrom, Fluorit, Gallium, Germanium, Gold, Graphit, Indium, Kobalt, Kupfer, Lithium, Magnesium, Molybdän, Niob, Phosphor, Platingruppenmetalle, Seltene Erden, Selen, Silber, Tantal, Tellur, Titan, Wolfram, Zink, Zinn, Zirkonium sowie die fossilen Rohstoffe Erdgas und Erdöl.

#### 3.2 Identifizierung der Leitindustrien

Durch Analyse der Wirtschaftsstruktur des Landes anhand der Beschäftigtenzahlen sowie der Bruttowertschöpfung der Branchen konnten die Elektrotechnik- und Elektronikindustrie, der Maschinenbau, die Automobilindustrie, die Metallindustrie sowie die Chemische Industrie als für die Studie relevante Leitindustrien identifiziert werden. Zusätzlich wurde die Baustoffindustrie aufgrund der großen Mengenrelevanz der benötigten Rohstoffe sowie die Landwirtschaft aufgrund des großen Bedarfs an nicht substituierbarem Phosphor betrachtet.

#### 3.3 Rohstoffbewertung

Für die Bewertung der Relevanz der Rohstoffe für die bayerische Wirtschaft wurden die Kriterien wirtschaftliche Bedeutung, Mengenrelevanz sowie der Rohstoff-Risiko-Index, der das zukünftige Versorgungsrisiko beurteilt (IW 2011), herangezogen.

Die wirtschaftliche Bedeutung der betrachteten Elemente und Rohstoffe wurde mit Hilfe des wirtschaftlichen Gewichtungindex ausgedrückt. Der dimensionslose Index berücksichtigt neben anderen Kennziffern die Einsatzgebiete und Verwendungszwecke der Rohstoffe in der bayerischen Wirtschaft. Details zur Bewertungssystematik und Methodik finden sich in der genannten Initialstudie (ATZ 2011).

##### 3.3.1 Beispiel Kupfer

Für den Rohstoff Kupfer stellt sich die Situation so dar, dass 41 % des Kupfers in die Herstellung von elektrischen und elektronischen Produkten fließen, 23 % in Gebäuden verbaut werden, 12 % in den Bereich Konstruktion, Maschinenbau und Ausrüstung fließen, 14 % auf das Anwendungsgebiet Transport entfallen und 10 % direkt in der Automobilindustrie eingesetzt werden (Angerer 2009, European Commission 2010).

Für das Kriterium Mengenrelevanz wurden für den Rohstoff Kupfer 74 Warengruppen für die betrachteten Leitindustrien als relevant identifiziert und nachfolgend eingehender analysiert. Von diesen 74 betrachteten Warengruppen waren 29 als überdurchschnittlich zu bewerten (Importe in Bayern anteilig höher als in Deutschland). Hierzu zählten unter anderem Warengruppen wie Abfälle und Schrott aus raffiniertem Kupfer oder auch isolierte Wickeldrähte aus Kupfer.

Der Rohstoff-Risiko-Index beträgt für Kupfer 6,1. Damit gehört Kupfer zu der Gruppe der Rohstoffe, die als am wenigsten gefährdet identifiziert worden sind (IW 2011). Allerdings führen die ersten beiden Kriterien dazu, dass dem Rohstoff Kupfer in Bayern eine hohe wirtschaftliche Bedeutung zukommt.

### 3.3.2 Weitere betrachtete Rohstoffe

Der wirtschaftliche Gewichtungswert wurde für alle untersuchten Rohstoffe, außer für die Elemente Gold, Phosphor, Selen, Zinn, Zirkon sowie Erdöl und Erdgas, berechnet. Für diese Ausnahmen konnte der Index nicht bestimmt werden, da zu dessen Berechnung eine Bewertung aus der Studie der Europäischen Kommission (European Commission 2010) verwendet wurde, und diese Elemente in der Studie nicht betrachtet wurden. Für diese Rohstoffe wurde die wirtschaftliche Bedeutung allerdings auf der Grundlage von Literaturdaten und eigenen Einschätzungen beurteilt. Die Ergebnisse des wirtschaftlichen Gewichtungswertes sind in Abb. 1 dargestellt.

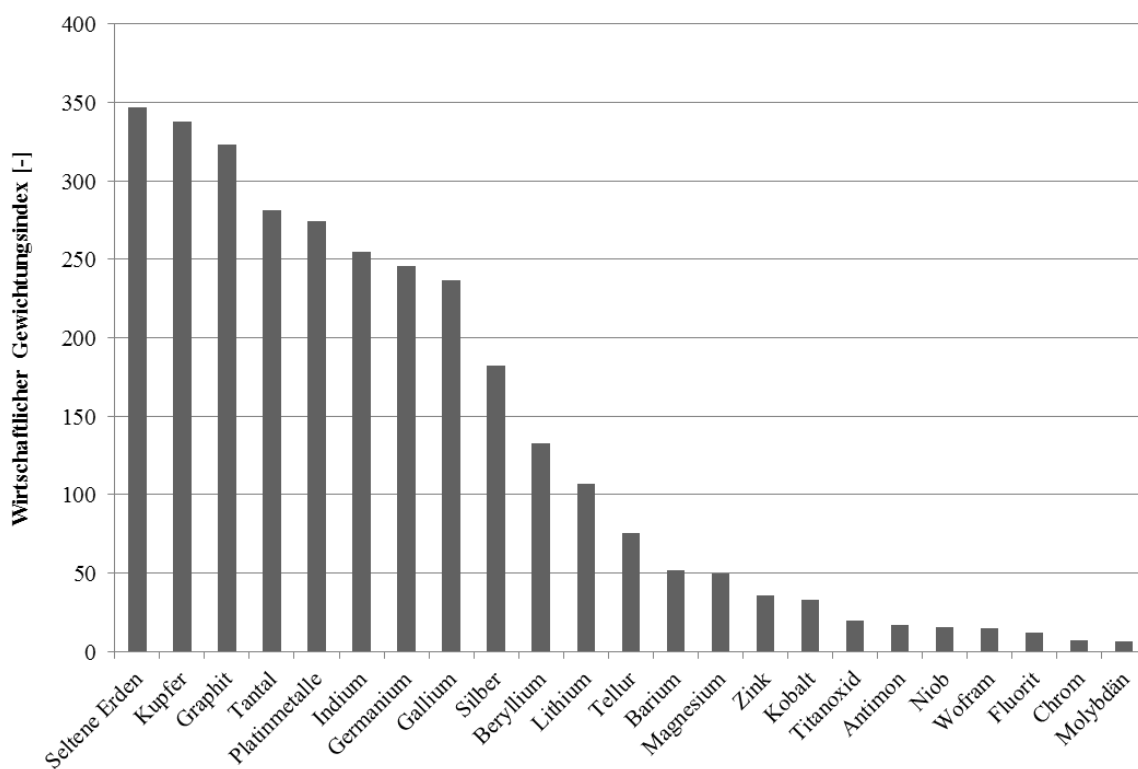


Abb. 1: Wirtschaftlicher Gewichtungswert ausgewählter Rohstoffe – geringe Einstufung: 0 – 115, mittlere Einstufung: 116 – 231, hohe Einstufung: 232 – 347 (ATZ 2011)

### 3.4 Sekundärrohstoffquellen

Als geeignete Sekundärrohstoffquellen wurden im Rahmen der Studie die Potenziale aus Restabfällen, Altfahrzeugen, Elektronikaltgeräten, Deponien sowie verschiedenen phosphorhaltigen Stoffströmen zur Substitution kritischer Rohstoffe analysiert. Am Beispiel der in Bayern endgültig stillgelegten Altfahrzeuge konnte aufgezeigt werden, dass für die etwa 1,4 Mio. in Bayern im Jahr 2010 produzierten PKW jeweils etwa ein Drittel des Eisen- und Stahlbedarfs sowie des Bedarfs an Aluminium, Kupfer und Platin durch Recycling der Altfahrzeuge gedeckt werden könnten.

Die Nutzung der Sekundärrohstoffpotenziale stellt sich aber in vielen Fällen als problematisch dar. Zum einen sind insbesondere bei Altfahrzeugen und Elektronikaltgeräten exportgenerierte Rohstoffabflüsse zu verzeichnen. Zum anderen bestehen erhebliche Wissensdefizite im

Bereich der einzelnen Industrien und Branchen hinsichtlich des eigenen Rohstoffbedarfs und somit auch der Rohstoffabhängigkeit.

#### 4 SCHLUSSFOLGERUNG

Im Rahmen der hier in Auszügen beschriebenen Ressourcenstrategie konnten die bereits in vielfältigen Studien untersuchten Aspekte der Rohstoffknappheit auf die spezifischen Randbedingungen des Industriestandortes Bayern übertragen werden. Durch diese länderspezifische Präzisierung wurde die Grundlage für eine Priorisierung des weiteren Forschungsbedarfs geschaffen. Dieser besteht nun in der Umsetzung der in der Studie (ATZ 2011) aufgezeigten Strategien zur Einsparung und Rückgewinnung der für Bayern besonders kritischen bzw. bedeutenden Rohstoffe.

Ein Beispiel wäre, Verwertungsstrukturen in Schwellen- und Entwicklungsländern aufzubauen, um den Verlust exportierter Sekundärrohstoffe zu minimieren. Ebenso könnte die Einführung einer Ressourcensteuer zu einem sparsameren und effizienteren Umgang mit Rohstoffen führen. Die Einführung einer solchen Steuer ließe sich jedoch nicht auf Landesebene umsetzen, sondern müsste zumindest auf nationaler oder sogar europäischer Ebene erfolgen.

Um konkrete Strategien für den Freistaat Bayern zu entwickeln, sollten in einem nächsten Schritt Modellprojekte definiert werden, die sich unter Einbeziehung maßgeblicher Akteure aus Industrie, Wissenschaft und Politik mit der Rückgewinnung wirtschaftsstrategischer Rohstoffe befassen. Ein entsprechender Forschungsverbund „Ressourceneffizienz und Recycling“ (FORCYCLE) wurde im Rahmen des hier beschriebenen Vorhabens bereits skizziert und wird derzeit mit dem Bayerischen Umweltministerium abgestimmt (ATZ 2011).

#### 5 DANKSAGUNG

Die Initialstudie „Ressourcenstrategie für Bayern unter besonderer Berücksichtigung von Sekundärrohstoffen“ wurde vom Bayerischen Staatsministerium für Umwelt und Gesundheit finanziert.

#### LITERATUR

- Angerer, G., Erdmann, L., Marscheider-Weidemann, F., Scharp, M., Lüllmann, A., Handke, V. & Marwede, M. (2009) *Rohstoffe für Zukunftstechnologien – Einfluss des branchenspezifischen Rohstoffbedarfs in rohstoffintensiven Zukunftstechnologien auf die zukünftige Rohstoffnachfrage*. (Ed: Fraunhofer ISI), 2. Auflage, in ISI-Schriftenreihe Innovationspotenziale, Karlsruhe, Deutschland: Fraunhofer IRB Verlag, S.401.
- ATZ Entwicklungszentrum (2011) *Initialstudie – Ressourcenstrategie für Bayern unter besonderer Berücksichtigung von Sekundärrohstoffen*, im Auftrag des Bayerischen Staatsministeriums für Umwelt und Gesundheit. Sulzbach-Rosenberg, Deutschland, S. 203.
- Bardt, H. (2008), *Sichere Energie- und Rohstoffversorgung: Herausforderung für Politik und Wirtschaft?*, Beiträge zur Ordnungspolitik aus dem Institut der deutschen Wirtschaft Köln Nr. 36, Institut der deutschen Wirtschaft Köln Medien GmbH, Köln, Deutschland, S.44.
- Buchert, M., Schüler, D. & Bleher, D. (2009) *Critical metals for future sustainable technologies and their recycling potential*, in Sustainable Innovation and Technology Transfer Industrial Sector Studies, United Nations Environment Programme & United Nations University, S.81.
- European Commission (2010) *Critical raw materials for the EU*, Report of the Ad-hoc Working Group on defining critical raw materials, S.85.
- IW Consult GmbH Köln (2011) *Rohstoffsituation Bayern – keine Zukunft ohne Rohstoffe, Strategien und Handlungsoptionen*. München, Deutschland, S.81.

# MVA – Erneuerung und „Retrofit“ in Deutschland, Österreich und der Schweiz

D. Briese & H. Westholm

*trend:research, Bremen, Deutschland*

**KURZFASSUNG:** Die Müllverbrennungsbranche ist in ständiger Bewegung: Wettbewerbsdruck zwingt Anlagenbetreiber, die Wirtschaftlichkeit ihrer Anlagen zu optimieren, konkurrierende Nutzungswege des Abfalls gefährden potenziell die Brennstoffsicherung, rechtliche Anforderungen an die Energieeffizienz und die Emissionsgrenzwerte erfordern Veränderungen an der Anlagentechnik. Diese Entwicklungen beeinflussen auch den Markt für Retrofit und Erneuerung von Müllverbrennungsanlagen. Ein Großteil der bestehenden Müllverbrennungs- bzw. Kehrichtverbrennungsanlagen in Deutschland, Österreich und der Schweiz wurde vor 1990 errichtet, so dass trotz kontinuierlicher Instandsetzung viele Anlagen oder ihre Komponenten nicht mehr dem heutigen Stand der Technik entsprechen. Retrofitmaßnahmen können den Wirkungsgrad der Anlagen erhöhen und erzeugen so eine Mehrleistung bei der Energieerzeugung ohne zusätzlichen Brennstoffeinsatz bzw. Ausstoß schädlicher Emissionen.

## 1 EINLEITUNG

Betreiber von Müllverbrennungs- und Kehrichtverbrennungsanlagen stehen derzeit und zukünftig vor vielfältigen Herausforderungen: Wettbewerbsdruck zwingt Anlagenbetreiber, die Wirtschaftlichkeit ihrer Anlagen zu optimieren, konkurrierende Nutzungswege des Abfalls gefährden potenziell die Brennstoffsicherung, rechtliche Anforderungen an die Energieeffizienz und die Emissionsgrenzwerte erfordern Veränderungen an der Anlagentechnik. Einerseits sind regelmäßige Instandhaltungsmaßnahmen (Wartung, Inspektion, Instandsetzung) bei den bestehenden Anlagen notwendig, um eine hohe Verfügbarkeit der Anlagen zu gewährleisten. Gleichzeitig steigt aber auch die Nachfrage für Retrofitmaßnahmen, da hierdurch die Leistungsfähigkeit der Anlage erhöht und der Wirkungsgrad verbessert wird. Die Studie basiert u.a. auf 40 Experteninterviews, welche im 1. Quartal 2012 mit Anlagenbetreibern und -bauern, Planungsunternehmen, Anbietern von Instandhaltungsdienstleistungen, Beratern, Verbänden, Ministerien sowie weiteren Experten durchgeführt wurden.

## 2 AKTUELLE MARKTSITUATION

Die Ausgangslage in den drei betrachteten Ländern ist sehr unterschiedlich: In Deutschland bestehen derzeit 69 MVA, welche im Vergleich zu Österreich und der Schweiz über wesentlich größere Dimensionen verfügen und somit mehr Abfall verbrennen. Trotz der verhältnismäßig geringen Landesfläche und Bevölkerungszahl sind in der Schweiz insgesamt 30 Kehrichtverbrennungsanlagen in Betrieb, in Österreich bestehen lediglich sieben MVA mit Rostfeuerung. Gemeinsam haben die Länder jedoch, dass es sich dabei größtenteils um alte Anlagen bzw. Linien handelt und diese vielfach nicht mehr dem heutigen Stand der Technik entsprechen. So liegt das Durchschnittsalter der Anlagen in der Schweiz bei 31, in Deutschland bei 26 und in Österreich bei 18 Jahren. Daher sind einerseits Instandhaltungsmaßnahmen und andererseits Retrofitmaßnahmen zur Erhöhung der Anlagenleistung gefragt.

Der Markt wird merklich durch gesetzliche Anforderungen beeinflusst. Einer der Markttreiber ist der in der EU-Abfallrahmenrichtlinie vorgegebene R-1-Faktor. Da hier ein bestimmter

Wert (vergleichbar mit einer Art Wirkungsgrad der MVA) erzielt werden muss, werden die Betreiber von MVA und KVA neue Turbinen und Generatoren in ihren Anlagen einsetzen. Neben der Steigerung der Stromproduktion werden damit auch die Erhöhung der Wärmeabgabe und die Energieeffizienz gesteigert. Die gesteigerte Stromproduktion steht dabei im Vordergrund, da für eine Wärmeabgabe einerseits die notwendige und kostenintensive Infrastruktur bestehen muss und andererseits oftmals Abnehmer in der direkten Umgebung der Verbrennungsanlage fehlen.

Darüber hinaus stehen die Betreiber von MVA und KVA derzeit vor der Herausforderung, ausreichende Abfallbrennstoffmengen zu beziehen. Diese Situation ist sowohl in Deutschland als auch in Österreich anzutreffen. Steigender Wettbewerb und sinkende Preise stellen die Wirtschaftlichkeit kleiner Anlagen in Frage.

Ein weiterer Einflussfaktor für den Markt für Retrofitmaßnahmen stellt die Entwicklung der Vergabemodalitäten bei Ausschreibungen dar: Die Verträge zur Verwertung bzw. Behandlung von kommunalen Abfällen unterliegen in allen drei betrachteten Ländern der Pflicht zur öffentlichen Ausschreibung. Den Kommunen steht dabei ein gewisser Gestaltungsfreiraum für das Kriterienset zu. So muss beispielsweise der (niedrigste) Preis allein nicht das ausschlaggebende Argument sein, um die Rechte zur Verwertung der kommunalen Abfälle zu erhalten, sondern es können zunehmend ökologische Faktoren berücksichtigt werden.

### 3 MARKTENTWICKLUNG

#### 3.1 Einschätzungen der Marktteilnehmer zur Marktentwicklung

Im Rahmen der Studie wurden u. a. Anlagenbetreiber zu den Rahmenbedingungen befragt. Dabei wurden von der Mehrheit der Befragten die EU-Richtlinien und nationalen Gesetze sowie eine Erhöhung der Wirtschaftlichkeit als die beiden maßgeblichen Einflussfaktoren für die zukünftige Entwicklung des Marktes im Zeitraum bis 2015 identifiziert.

Nach 2015 bestehen, so die Einschätzung einiger Experten, Überkapazitäten in allen drei Ländern. Diese führen – neben dem teilweise hohen Altern der Anlagen, zu Anlagenschließungen.

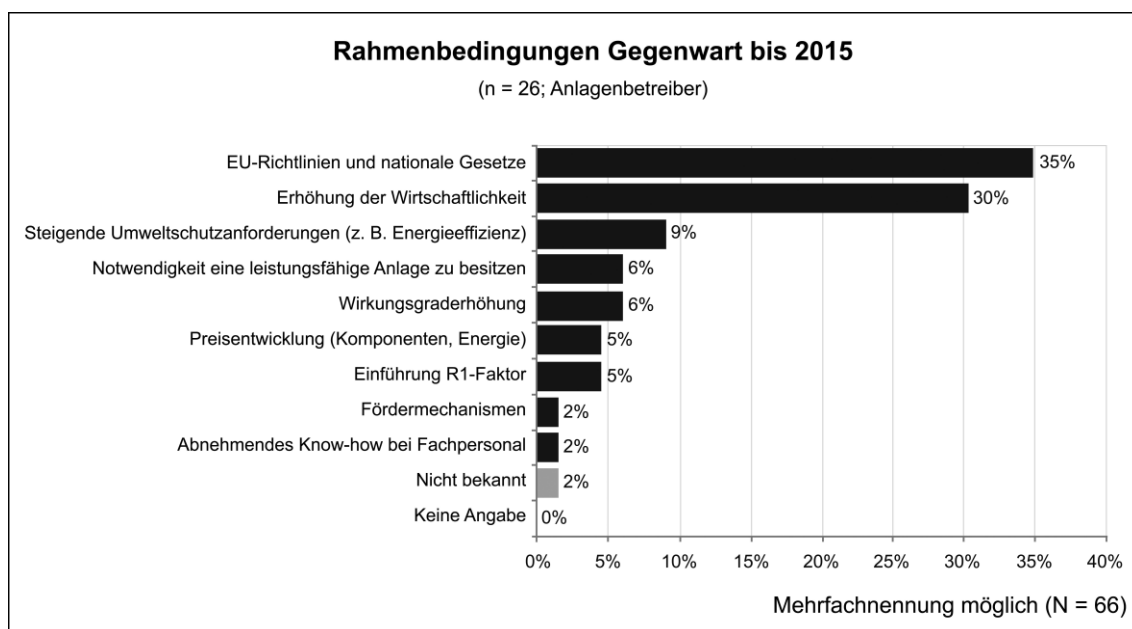


Abb. 1: Befragung der Marktteilnehmer zu Rahmenbedingungen im Markt für MVA-Erneuerung und Retrofit von der Gegenwart bis 2015 (Quelle: trend:research)

### 3.2 Retrofit

In Deutschland und in der Schweiz wird der Markt für Retrofitmaßnahmen durch Effizienzbestrebungen getrieben. In Österreich hingegen ist das Marktvolumen für Retrofit sehr gering, da ein Teil der bestehenden Anlagen noch sehr jung ist und diese Maßnahmen in Konkurrenz mit der vorbeugenden Instandhaltung stehen. Erst gegen Ende des Jahrzehnts ist hier mit einer Steigerung des Retrofitmarktes zu rechnen, da die Betreiber dann – aufgrund der sich verschärfenden Wettbewerbssituation – Maßnahmen zur Effizienzsteigerung ergreifen müssen.

Der Vergleich zwischen den Ländern zeigt, dass sich das Marktvolumen in der Schweiz auf einem relativ niedrigen Niveau bewegt. Das größte Marktvolumen ist in 2019, trotz der hohen Anzahl an KVA, bei rund 80 Mio. Euro zu erwarten. Im Referenzszenario für Österreich liegt der Peak in 2014 bei rund 75 Mio. Euro, was dem fast vollständigen Retrofit einer einzigen Anlage geschuldet ist. Aufgrund des vergleichsweise großen Anlagenparks in Deutschland bewegen sich die zu erwartenden Marktvolumina im Referenzszenario auf einem anderen Niveau: Hier werden für den Zeitraum von 2012 bis 2020 jährlich Investitionen von 40 bis über 200 Mio. Euro prognostiziert.

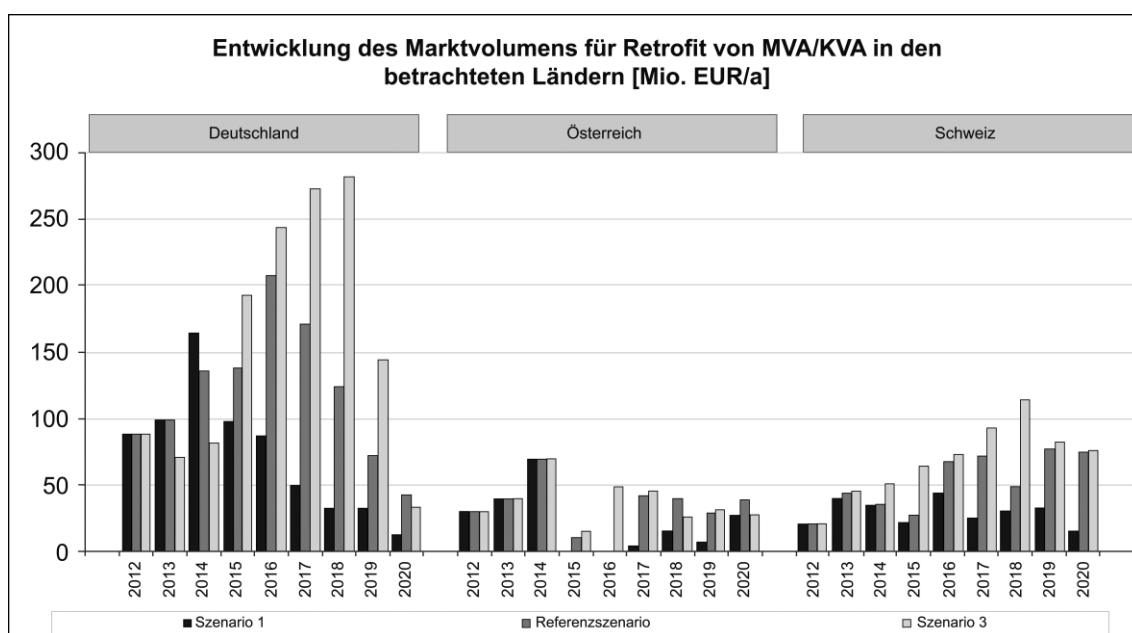


Abb. 2: Entwicklung des Marktvolumens für Retrofit von MVA/KVA in Deutschland, Österreich und der Schweiz (Quelle: trend:research)

### 3.3 Instandhaltung

Parallel zur Nachfrage nach Retrofitmaßnahmen steigt, aufgrund des steigenden Anlagenalter, auch der Instandhaltungsbedarf. Dabei stehen für die Kraftwerksbetreiber Gründlichkeit und Genauigkeit im Fokus, um die Stillstandszeiten so gering wie möglich zu halten und die Wirtschaftlichkeit durch eine hohe Verfügbarkeit der Anlagen zu erhöhen. Anlagenbetreiber sehen die Zunahme einer „vorbeugenden Instandhaltung“ als deutlichsten Trend an (39 Prozent der Nennungen). Dabei finden in der Regel vor Auftreten eines Fehlers Revisionen, Inspektionen und Wartungen statt.

Sowohl in Deutschland als auch in der Schweiz ist der Instandhaltungsmarkt aufgrund der Vielzahl an MVA und des hohen Alters vieler Anlagen vergleichsweise groß. Hier sind im Referenzszenario jährliche Investitionen zwischen 350 und 370 Mio. Euro (Deutschland) bzw. zwischen 130 und 180 Mio. Euro (Schweiz) zu erwarten. In Österreich ist das Marktvolumen aufgrund der geringen Anzahl an Anlagen niedrig und liegt jährlich bei rund 40 Mio. Euro.

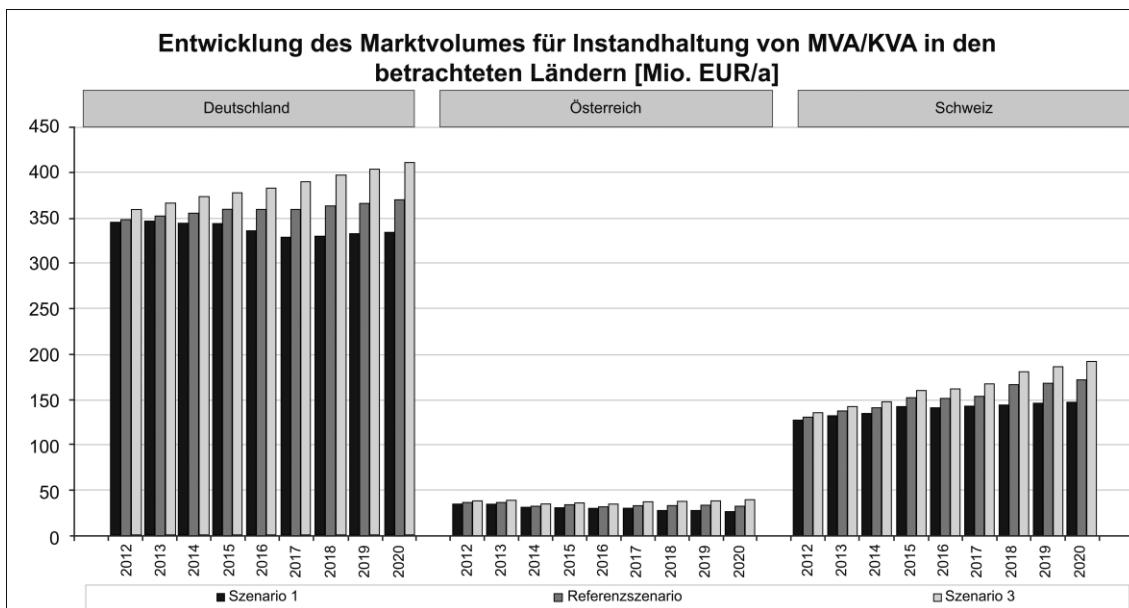


Abb. 3: Entwicklung des Marktvolumens für Retrofit von MVA/KVA in Deutschland, Österreich und der Schweiz (Quelle: trend:research)

#### 4 WETTBEWERB

Der Großteil der im Rahmen der Studie befragten Marktexperten schätzt die aktuelle Wettbewerbsintensität als hoch ein, für die Entwicklung der Wettbewerbsintensität gaben die Befragten einstimmig eine steigende Tendenz an.

Bei der Einschätzung der mittel- und langfristigen Entwicklung (bis 2015 bzw. bis 2020) gehen die Meinungen auseinander. Je zur Hälfte wird von steigender bzw. konstanter Intensität ausgegangen. Diese steigende Wettbewerbsintensität verursacht u. a. die Verdrängung kleinerer Unternehmen durch größere, zum Teil international agierende, Unternehmen. Für das Bestehen am Markt bzw. den vorherigen Eintritt bestehen vielfältige Anforderungen. Die Befragten schätzen als wichtigsten Faktor für Anbieter von Instandhaltungsdienstleistung die Qualität der Leistungen und Referenzen im Kraftwerksmarkt. Zudem werden Zuverlässigkeit, Flexibilität und qualifiziertes Personal als wichtig erachtet. Als weitere wesentliche Kriterien werden Termintreue, Arbeitssicherheit sowie gute Schulung vor Ort von entscheidender Bedeutung genannt.

#### 5 SCHLUSSFOLGERUNG, ZUSAMMENFASSUNG

Die Studie beantwortet auf rund 800 Seiten u. a. die Fragen, wann und für welche Bauteile sich Retrofitmaßnahmen lohnen und wie sich der Markt bis 2020 in den drei Ländern Deutschland, Österreich und der Schweiz entwickelt. Dabei zeigt sich, dass die Entwicklungen aufgrund der ungleichen Ausgangssituationen der einzelnen Länder auch unterschiedlich verlaufen.

Das Marktvolumen für Retrofit wird durch die Entwicklung der Abfallwirtschaft, der gesetzlichen Anforderungen sowie der Anlagenanzahl und des -alters beeinflusst. Dabei ist zu beachten, dass das Marktvolumen von Jahr zu Jahr sehr unterschiedlich ausfallen kann. Die Marktentwicklung für Instandhaltung wird durch die Dominanz der vorbeugenden Instandhaltung geprägt. In allen drei Ländern entwickelt sich das Marktvolumen stabil, da es sich, anders als beim Retrofitmarkt, um turnusmäßige Investitionen handelt.

# Überlegungen zum Ende der Abfalleigenschaft bei werthaltigen Rückständen

T. Rogusch-Sießmayr

*Bayerisches Staatsministerium für Umwelt und Gesundheit, Referat Kreislaufwirtschafts- und Abfallrecht, Bodenschutz- und Altlastenrecht, München, Deutschland*

**KURZFASSUNG:** Rückstände aus Tätigkeiten, deren Zweck nicht die Erzeugung solcher Gegenstände ist, werden grundsätzlich auch dann als Abfälle (zur Verwertung) im Sinne des EU-Abfallrechts angesehen, wenn sie ihr Besitzer nur gegen Zahlung eines nicht unerheblichen Preises abgeben will.

Der Beitrag plädiert dafür, solche werthaltigen Rückstände auch dann, wenn ihre weitere Handhabung zur Erzielung eines bestimmten Nutzens mit Risiken für Umwelt und Gesundheit verbunden ist, ohne weitere Voraussetzungen vom Abfallbegriff auszunehmen. Erforderliche Regelungen zur Beherrschung solcher Risiken sind vom zuständigen Gesetzgeber zu schaffen; ohne dass deshalb – auch vor dem Hintergrund, vor dem das Abfallrecht ursprünglich entwickelt worden ist – solche werthaltigen Rückstände unter den Abfallbegriff fallen müssten.

Es erscheint absurd, dass der Export werthaltiger, etwa der Rohstoffgewinnung dienender Rückstände als gefährlicher Abfälle in Drittstaaten verboten ist, der Export von Primärmaterialien zur Gewinnung der gleichen Menge von Rohstoffen aber grundsätzlich nicht.

## 1 GEGENSTAND DER NACHFOLGENDEN BETRACHTUNG

Als Rückstände im Sinne dieser Betrachtung werden Gegenstände verstanden, die bei Tätigkeiten anfallen, deren Zweck nicht auf die Erzeugung solcher Gegenstände gerichtet ist, ferner Gegenstände, deren ursprüngliche Zweckbestimmung entfallen ist.

Nur solche Rückstände in diesem Sinne werden betrachtet, die für ihren jeweiligen Besitzer einen stabilen Wert haben, die also der jeweilige Besitzer nur gegen Zahlung eines nicht unerheblichen Preises abzugeben will. Beispiele sind etwa zur Rückgewinnung von Edelmetallen bestimmte Autoabgaskatalysatoren (Marktwert 40 Euro pro Stück) aus der Altfahrzeugdemontage.

## 2 RECHTLICHE ABFALLEIGENSCHAFT BEI WERTHALTIGEN RÜCKSTÄNDEN.

Solche werthaltigen Rückstände werden nach der Rechtsprechung des EuGH grundsätzlich als Abfälle zur Verwertung im Sinne des Abfallrechts der Europäischen Union betrachtet. Art. 6 der EG-Abfallrichtlinie 2008/98/EG verlangt für das Ende der Abfalleigenschaft außer einem solchen positiven Marktwert die vorherige Durchführung eines Verwertungsverfahrens. An dessen Ende soll der Gegenstand als „Nicht-Abfall“ die für den neuen Verwendungszweck geltenden technischen und rechtlichen Anforderungen erfüllen und die Verwendung des Gegenstandes darf „insgesamt nicht zu schädlichen Umwelt- und Gesundheitsfolgen führen“.

In der Praxis werden werthaltige Rückstände meistens in folgenden Fällen als Abfälle angesehen: Die Rückstände, ihre nachfolgende Handhabung zur Erzielung eines bestimmten Nutzens und die damit verbundenen (durch Vorkehrungen beherrschbaren) Risiken für Umwelt und Gesundheit ähneln nicht Primärstoffen oder hieraus gewonnenen Stoffen, ihrer Handhabung und den damit verbundenen Risiken zur Erzielung des gleichen Nutzens. Dies gilt insbesondere bei werthaltigen Rückständen, die mit gefährlichen Substanzen im Sinne des Gefahrstoffrechts der Europäischen Union in relevantem Ausmaß behaftet sind.



Daher werden werthaltige Rückstände, insbesondere die oben bezeichneten Rückstände, grundsätzlich als Abfälle angesehen. Denn die weitere Handhabung etwa von Autoabgaskatalysatoren zur Gewinnung von Edelmetallen und die dabei auftretenden Risiken sind ganz anders als die erforderlichen Schritte und damit verbundenen Risiken zur Gewinnung dieser Edelmetalle im Wege der „Primärproduktion“, also aus dem Abbau von solche Edelmetalle enthaltendem Gestein und der Herauslösung dieser Edelmetalle aus dem Gestein und ihrer Aufarbeitung.

### 3 RECHTSPOLITISCHE ÜBERLEGUNGEN ZUM ENDE DER ABFALLEIGENSCHAFT

Werthaltige Rückstände im oben bezeichneten Sinne sollten ohne weitere Voraussetzungen als Nicht-Abfälle angesehen und von der Geltung abfallrechtlicher Überwachungsregelungen, insbesondere den Regelungen zur grenzüberschreitenden Abfallverbringungen, ausgenommen werden. Soweit die weitere Handhabung solcher werthaltigen Rückstände zur Erreichung eines bestimmten Nutzens zu Risiken für Mensch und Umwelt führt, ist es Sache des zuständigen Gesetzgebers, die hierzu erforderlichen Regelungen zur Beherrschung dieser Risiken zu schaffen. Häufig bestehen bereits schon Regelungen etwa im Chemikalien- und Gefahrstoffrecht der EU. Nur wegen solcher mit der weiteren Handhabung von werthaltigen Rückständen bestehenden Risiken allein muss aber die Handhabung solcher werthaltigen Rückstände nicht dem Abfallrecht unterstellt werden.

Wird nämlich zur Erzielung eines bestimmten spezifischen Nutzens ein neuartiger, nur auf (gezielt erzeugten) Primärstoffen beruhender Wertschöpfungsprozess erfunden, der zu Risiken für Mensch und Umwelt führt, ist es ebenfalls Sache des zuständigen Gesetzgebers, geeignete Regelungen zur Beherrschung dieser Risiken zu schaffen, soweit solche Regelungen noch nicht zur Verfügung stehen sollten. Nur wegen der neuartigen Risiken für Mensch und Umwelt, die der nur auf Primärstoffen beruhende Wertschöpfungsprozesses in sich birgt, würde dieser noch nicht dem Abfallrecht unterstellt werden. Es leuchtet nicht ein, warum dies anders sein soll, wenn ein neuartiger Wertschöpfungsprozess mit neuen Risiken für Mensch und Umwelt auf dem Einsatz von werthaltigen Rückständen statt auf Primärstoffen beruht.

Das Abfallrecht ist ursprünglich nicht geschaffen worden zur Beherrschung von technischen Risiken für Mensch und Umwelt, die mit der einzelnen Handhabung von Rückständen zur Erzielung eines bestimmten Nutzens verfolgt werden. Solche Risiken für Mensch und Umwelt gibt es erst recht bei der Primärproduktion, also der Handhabung von gezielt geschaffenen Stoffen zur Erreichung eines bestimmten Nutzens.

Das Abfallrecht ist ursprünglich geschaffen worden wegen der Last, die mit der Innehabung von Abfällen typischerweise für ihren Besitzer verbunden ist und die das Risiko einer ungeordneten, das Allgemeinwohl gefährdenden Ablegung der Last in der Umwelt birgt. Daher erstreckte sich das Abfallrecht ursprünglich zunächst nur auf Rückstände, die ohne eine Nutzung nur beseitigt, also „unschädlich“ gemacht oder aus der Biosphäre ausgeschleust werden sollen.

Später ist das Abfallrecht auch auf Abfälle zur Verwertung erstreckt worden, also auch auf Rückstände, die zusätzlich auch genutzt werden sollen. Denn auch solche Rückstände als Abfälle zur Verwertung stellen für ihren jeweiligen Besitzer typischerweise ebenfalls eine Last dar, etwa weil die Kosten für ihre Vorbereitung zu ihrer Nutzung und im Übrigen dafür, die Rückstände unschädlich zu machen, den Wert der erzielbaren Nutzung (deutlich) übersteigt. Bei den oben bezeichneten werthaltigen Rückständen treffen aber diese Überlegungen nicht zu. Die dem Umwelt- und Gesundheitsschutz dienenden Überwachungsregelungen zur grenzüberschreitenden Abfallverbringung und vor allem die in ihnen enthaltenen Verbote des Exportes von gefährlichen Abfällen zur Verwertung in die meisten Drittstaaten („basel-ban“) erstrecken sich auch auf werthaltige Rückstände als Abfälle. Dagegen dürfen aus der Natur gewonnene Primärstoffe, aus denen sich der gleiche Nutzen ziehen lässt wie aus werthaltigen Rückständen, in solche Drittstaaten grundsätzlich exportiert werden. Dies erscheint absurd. Denn bei einer wertenden Gewichtung aller Risiken für Mensch und Umwelt, die mit einer Nutzung werthaltiger Rückstände im Drittstaat zur Gewinnung einer bestimmten Menge Rohstoffe verbunden sind, mit allen Risiken, die mit einer Gewinnung der gleichen Menge Rohstoffe aus abgebauten Primärstoffen verbunden sind, erscheinen die erstgenannten Risiken deutlich geringer.

# Einfluss von Verpackungen bei der Bestimmung von Lebensmittelabfällen

S. Lebersorger & F. Schneider

*Institut für Abfallwirtschaft, Universität für Bodenkultur Wien, Österreich*

**KURZFASSUNG:** Eine naheliegende Möglichkeit, Daten über Lebensmittelabfälle zu erhalten, ist deren Erfassung im Rahmen von Sortieranalysen. Lebensmittel werden dabei meist in ihren Verpackungen erfasst, da eine exakte Trennung oft kaum möglich ist, und sie wichtige Zusatzinformationen liefern. Mittels einer 2-stufigen Sortieranalyse wurde untersucht, wie groß der Anteil an miterfassten Verpackungen an der Stoffgruppe der Lebensmittel und Speisereste ist. Dazu wurde jedes Lebensmittel separat verwogen, fotografiert und wesentliche Informationen in einem Datenblatt erfasst. Die Verpackungsmasse wurde, je nach Datenverfügbarkeit, aus Wiegedaten, Verpackungsangaben zu Nettofüllmenge und geschätztem Füllgrad, oder durch Übertragung der Verpackungsmasse ähnlicher Produkte ermittelt. In 137 Proben wurden 2.262 Lebensmittel und Speisereste vorgefunden. Der Anteil der Verpackungen an den Lebensmitteln und Speiseresten beträgt 7,9 Masse-%. Zwar kann dieser für einzelne Produktgruppen durchaus signifikant sein, insgesamt ist er jedoch vernachlässigbar, da sich dadurch der Gesamtanteil der Stoffgruppe am Restmüll nicht signifikant verändert, und zum anderen bei anderen Stoffgruppen weit höhere Verschmutzungsgrade üblicherweise toleriert werden.

## 1 EINLEITUNG

Die Entsorgung von Lebensmitteln, die ursprünglich für den menschlichen Verzehr geeignet gewesen wären, ist in den letzten Jahren zunehmend in den öffentlichen Blickpunkt gerückt. Angesichts der großen Mengen und des hohen vermuteten Vermeidungspotentials hat auch die Politik Handlungsbedarf erkannt. Die Entwicklung und Umsetzung wirkungsvoller Maßnahmen zur Reduktion von Lebensmittelabfällen erfordert Daten zu Aufkommen und Zusammensetzung. Diese sind derzeit allerdings noch sehr lückenhaft und mit großen Unsicherheiten behaftet (Parfitt et al. 2010).

Eine naheliegende Möglichkeit Daten zu gewinnen, welche zunehmend genutzt wird, ist die Ermittlung des Anteils an Lebensmitteln im Abfall im Zuge von Sortieranalysen. Allerdings sind die Ergebnisse verschiedener Analysen aufgrund methodischer Unterschiede kaum miteinander vergleichbar. Die mangelnde Vergleichbarkeit ist ein grundsätzliches Problem bei Sortieranalysen (vgl. Dahlen & Lagerkvist 2008). Schwierigkeiten in Hinblick auf die Ermittlung des Anteils an Lebensmitteln sind unterschiedliche Klassifikationen, der Verlust unbestimmter Mengen an Lebensmitteln an die Feinfraktion, falls der Abfall gesiebt und nur die Grobfraktion händisch sortiert wird, die Identifikation bzw. Klassifikation von Lebensmitteln aus dem Abfall heraus sowie der Umgang mit verpackten Lebensmitteln (Lebersorger & Schneider 2011).

Bei händischer Sortierung werden verpackte Lebensmittel üblicherweise nicht von ihren Verpackungen getrennt, sondern gemeinsam der entsprechenden Fraktion zugeteilt. Zum einen sind Lebensmittelverpackungen wichtige Informationsträger, z.B. über den Zustand (ob ein Lebensmittel in originaler, ungeöffneter Verpackung vorliegt oder angebrochen ist), und halten lose Produkte zusammen. Zum anderen ist eine Trennung von Produkt und Verpackung im Zuge der händischen Sortierung in vielen Fällen nicht möglich, wie z.B. bei Senf in Tuben, original verschlossenen Dosen, pastösen klebrigen Lebensmitteln wie Honig oder Saucen. Die Zuordnung von Produkten, die ohne Werkzeuge nicht von ihren Verpackungen zu trennen sind oder von stark verschmutzten Verpackungen zu jenen Stoffgruppen, auf die der größere Masseanteil entfällt, entspricht den Empfehlungen diverser Normen (European Commission 2004,

ON 2005). Eine Diskrepanz ergibt sich jedoch, wenn Verpackungen, die leicht vom Lebensmittel getrennt werden könnten und deren Masse höher ist als die des Inhalts, der Stoffgruppe Lebensmittel zugeordnet werden.

Dieses Paper untersucht die Frage, wie hoch der Anteil an miterfassten Verpackungen in der Stoffgruppe Lebensmittel ist, und ob es zulässig ist, diesen als vernachlässigbar anzusehen. Die Daten stammen aus einer Restmüllsortieranalyse für das Amt der OÖ Landesregierung, Abteilungen Umweltschutz und Land- und Forstwirtschaft im Jahr 2009 (Schneider & Lebersorger 2009).

Unter Lebensmittel werden hier alle Lebensmittel und Speisereste verstanden, die prinzipiell für den menschlichen Verzehr geeignet gewesen wären, und die theoretisch vermeidbar sind. Nicht inkludiert sind Zubereitungsreste, d.h. Anteile, die nicht essbar sind bzw. in der Regel nicht gegessen werden, wie z.B. Schalen, Kaffeesud, Knochen oder Strünke. Als Verpackungen gelten alle Arten von Verpackungen, d.h. originale Verkaufsverpackungen, Serviceverpackungen, ebenso wie Verpackungen, die im Haushalt hinzugefügt wurden, wie z.B. Tiefkühlbeutel, oder Zeitungs- und Hygienepapier, in welches z.B. Speisereste eingeschlagen sind.

## 2 METHODE

Untersuchungsgebiet für die Restmüllanalyse war eine Region mit ca. 125.000 Einwohnern, die eine Stadt (ca. 60.000 Einwohner) und 24 Landgemeinden umfasste. Analysiert wurde ausschließlich der Restmüll aus privaten Haushalten, geschichtet nach Stadt und Land. Probeinheit war der Inhalt eines Sammelbehälters (120 oder 240 Liter) bzw. eine Teilprobe von ca. 240 Litern aus größeren Behältern. Die Proben wurden durch Zufallsauswahl aus den Adresslisten der Stadt und 9 Landgemeinden ausgewählt. Sowohl Ein- als auch Mehrfamilienhäuser waren vertreten. Die Probenahme erfolgte unmittelbar vor der Abfuhr, wobei die Abfuhrintervalle zwischen 1 und 6 Wochen lagen und 2 und 4-wöchige Intervalle überwogen. Insgesamt wurden 137 Proben (2.443 kg) Restmüll ausgewertet, davon 64 Proben aus der Stadt (Analysedetails s. Schneider & Lebersorger 2009).

Die Sortierung erfolgte zweistufig, ohne vorhergehende Siebung. Zuerst wurde die gesamte Menge jeder Probe händisch in 10 Stoffgruppen sortiert. Danach wurde die Stoffgruppe der Lebensmittel und Speisereste im Detail analysiert. Jedes Produkt wurde einzeln verwogen, fotografiert, und sofern es möglich war, wurde die Verpackung vom Produkt getrennt und separat verwogen. Dabei wurden folgende Informationen – sofern verfügbar – in ein Datenblatt eingegeben: Code der zugehörigen Probe, Bezeichnung, Marke, Produktgruppe, Zustand, Stückzahl, aktuelle Füllmenge (in % geschätzt), Masse des Produktes (brutto inkl. Verpackung bzw. netto, wenn unverpackt), Masse der Verpackung, und ev. vorhandene Verpackungsaufschriften wie Nettofüllmenge, Mindesthaltbarkeits- bzw. Verbrauchsdatum und Preis.

Insgesamt wurden 2.262 Lebensmittel erfasst, 44% davon waren unverpackt, 56% in Verpackungen. Die Ermittlung der Masse der Verpackungen erfolgte, je nach Verfügbarkeit der Daten, auf drei Wege:

- Wiegung der Verpackung (war für 19% der Produkte möglich),
- Berechnung der Verpackungsmasse aus Nettofüllmenge lt. Verpackungsaufschrift und geschätztem Füllstand als Differenz zur Bruttomasse (für 18% möglich) und
- Übertragen der Verpackungsmasse ähnlicher Produkte (für 19% der Produkte, deren Verpackungsmasse nicht verwogen werden konnte, oder für die keine Angaben zur Nettofüllmenge verfügbar waren).

## 3 ERGEBNISSE UND DISKUSSION

Tab. 1 zeigt für die einzelnen Produktgruppen den Verpackungsanteil an der Produktgruppe sowie deren Anteil an der Fraktion der Lebensmittel und Speisereste. Für einzelne Produktgruppen können Verpackungen, die gemeinsam mit den Lebensmitteln der Stoffgruppe zugeordnet wurden, einen großen Anteil ausmachen. Dies trifft z.B. auf Produktgruppen wie Marmeladen und Saucen, die überwiegend in Glasverpackungen verkauft werden, oder Tee und Gewürze, deren Produktmasse in Relation zur Verpackungsmasse sehr gering ist, zu. Allerdings

entfällt auf diese Produktgruppen nur ein geringer Anteil der Lebensmittel und Speisereste, wie z.B. 1,7% auf Marmelade, 0,1% auf Tee und 1,2% auf Kräuter.

Tab. 1: Verpackungsanteil an der Produktgruppe und Anteile der Produktgruppen an der Stoffgruppe Lebensmittel und Speisereste

Produktgruppe	Verpackungsanteil (Gew.-%)	Anteil d. Produktgruppe (Gew.-%)
Gemüse	7,4	17,7
Brot	1,9	15,3
Süß- und Backwaren	6,9	11,7
Fleisch	7,1	10,9
Obst	1,8	8,6
Molkereiprodukte	15,8	7,5
Käse	6,9	4,6
Sonstiges	8,9	4,2
Speise <sup>2</sup>	4,4	2,9
Fertigericht	17,7	2,6
belegtes Brot/Weckerl	1,5	1,9
Nudeln & Reis	3,2	1,9
Marmelade	52,0	1,7
Grundnahrungsmittel <sup>1</sup>	6,5	1,5
Getränke	24,5	1,5
Saucen	32,6	1,4
Gewürze & Kräuter	24,7	1,2
Salziges Knabbergebäck	11,2	0,9
Aufstrich/ Feinkost	22,6	0,8
Eier	1,0	0,6
Tiernahrung	19,5	0,5
Tee	25,7	0,1
<b>Σ Lebensmittel u. Speisereste</b>	<b>7,9</b>	<b>100,0</b>

<sup>1</sup> inkludiert Cerealien und Backzubehör; <sup>2</sup> aus mehreren Bestandteilen zubereitet

Neben der Produktgruppe hängt der Verpackungsanteil auch vom Zustand der Lebensmittel ab (siehe Tab. 2). Während Speisereste weitgehend unverpackt vorliegen oder in Servietten, Zeitungspapier, etc. eingeschlagen sind, ist der Verpackungsanteil bei angebrochenen Lebensmitteln mit 11,1 Gew.-% am höchsten. Im Unterschied zu originalen Lebensmitteln fehlt bei angebrochenen Lebensmitteln ein Teil des Inhalts, was den Verpackungsanteil in Relation zur Produktmasse erhöht.

Tab. 2: Verpackungsanteil nach Zustand der Lebensmittel und Speisereste

Zustand	Verpackungsanteil (Gew.-%)	Anteil an der Fraktion Lebensmittel und Speisereste (Gew.-%)
original	5,7	32,0
angebrochen	11,1	49,9
Speiserest	2,5	14,6
nicht klassifizierbar	1,9	3,5

Insgesamt beträgt der Anteil der Verpackungen, die in der Stoffgruppe der Lebensmittel und Speisereste miterfasst werden, 7,9 Gew.-%. Der Gesamtanteil an Lebensmitteln und Speiseresten am Restmüll (siehe Tab. 3) zeigt keinen signifikanten Unterschied, wenn der Verpackungsanteil herausgerechnet wird. Dies ist daran erkennbar, dass der Mittelwert der Lebensmittel und Speisereste im Restmüll (Nettoanteil exklusive Lebensmittel) bei 12,8 Gew.-% und damit innerhalb des Konfidenzintervalles des Anteils inkl. Verpackungen liegt.

Tab. 3: Anteil an Lebensmitteln und Speiseresten im Restmüll (Mittelwerte und Konfidenzintervalle)

	Anteil im Restmüll (Gew.-%)
inklusive Verpackungen	14,1 ± 2,0
exklusive Verpackungen	12,8 ± 1,9

Weiters ist zu bedenken, dass bei Sortieranalysen üblicherweise auch andere Verschiebungen zwischen Stoffgruppen durch Feuchteübergänge und Anhaftungen unberücksichtigt bleiben (vgl. Bauer 2002, Dahlen & Lagerkvist 2008). So nehmen beispielsweise Papier, Textilien oder Hygieneprodukte Feuchtigkeit von anderen Abfallbestandteilen (Bioabfälle, Lebensmittel) auf. Restinhalte oder anhaftende Verunreinigungen, die im Zuge der händischen Sortierung nicht oder nur bedingt entfernbar sind, können vor allem bei Stoffgruppen mit niedriger spezifischer Masse (wie z.B. Kunststoffe) zu einer deutlichen Überschätzung der Masse führen. Bauer (2002) ermittelte beispielsweise im Restmüll Verschmutzungsgrade von 27 Masse-% für Kunststoffverpackungen oder 14 Gew.-% für Papier. Allerdings sind in der Literatur auch Verschmutzungsgrade von bis zu 55 Gew.-% und darüber dokumentiert. Üblicherweise werden diese Verschmutzungen bei der Darstellung der Ergebnisse von Sortieranalysen toleriert. D.h. die Größenordnung des daraus resultierenden Fehlers ist deutlich höher als der Fehler der sich durch die Miterfassung von Lebensmittelverpackungen ergibt.

#### 4 SCHLUSSFOLGERUNG, ZUSAMMENFASSUNG

Lebensmittelabfälle finden sich im Abfall oft in Verpackungen. Im Zuge von Sortieranalysen werden diese meist zusammen mit dem Produkt der Fraktion der Lebensmittel zugeordnet, da eine genaue Trennung vielfach nicht möglich ist, und die Verpackungen auch wichtige Informationen mittransportieren, wie z.B. über den Zustand des Lebensmittels (original, angebrochen,...). Die hier vorgestellte Untersuchung ergab, dass der Anteil der Verpackungen an der Stoffgruppe der Lebensmittel und Speisereste 7,9 Gew.-% beträgt. Zwischen den einzelnen Produktgruppen zeigen sich große Unterschiede. So liegen z.B. Obst und Brot überwiegend in unverpackter Form vor, während bei Produktgruppen wie Marmelade, Saucen, Tee, Kräutern und Gewürzen der Verpackungsanteil zwischen 52 und 25 Gew.-% betragen kann.

Insgesamt scheint die Miterfassung der Verpackungen zulässig. Zum einen verändert sich der Anteil der Stoffgruppe nicht signifikant, wenn die Verpackungen herausgerechnet werden. Zum anderen werden bei Sortieranalysen üblicherweise auch höhere Störstoffanteile in den Stoffgruppen toleriert, wie beispielsweise anhaftende Verschmutzungen bei Papier oder Kunststoff. In Hinblick auf den Arbeitsaufwand bei der Sortierung und die Qualität der erzielbaren Ergebnisse, wird empfohlen, Lebensmittel nicht von ihren Verpackungen zu trennen.

#### LITERATUR

- Bauer, B. (2002) *Sortieranalysen von Restmüll und Altstoffen, Untersuchungen zu den Verschmutzungen und Feuchteübergängen ausgewählter Stoffgruppen*. Diplomarbeit, Universität für Bodenkultur Wien.
- Dahlen, L. & Lagerkvist, A. (2008) Methods for household waste composition studies. *Waste Management* 28, 1100–1112.
- European Commission (2004) Methodology for the Analysis of Solid Waste (SWATool). Development of Methodological Tool to Enhance the Precision & Comparability of Solid Waste Analysis Data. Long Version, Vienna, Austria.
- Lebersorger, S. & Schneider, F. (2011) Discussion on the methodology for determining food waste in household waste composition studies. *Waste Management* 31, 1924-1933.
- ON [Österreichisches Normungsinstitut] (2005) *ÖNORM S 2097 Teil 1 bis 4: Sortieranalysen von Abfällen*.
- Parfitt, J., Barthel, M. & Macnaughton, S. (2010) Food waste within food supply chains: quantification and potential for change to 2050. *Philosophical Transactions of the Royal Society Biological Sciences* (Phil.Trans.R. Soc. B) 365, 3065-3081.
- Schneider, F. & Lebersorger, S. (2009) *Untersuchung der Lebensmittel im Restmüll in einer oberösterreichischen Region*. Projektbericht im Auftrag des Amtes der OÖ Landesregierung, Abteilungen Umweltschutz und Land- und Forstwirtschaft, verfügbar unter: [www.land-oberoesterreich.gv.at/files/publikationen/US\\_lebensmittel\\_restmuell.pdf](http://www.land-oberoesterreich.gv.at/files/publikationen/US_lebensmittel_restmuell.pdf)

# Vergleich der CCU Verfahren am Beispiel der österreichischen Industrie

V. Theodoridou & C. Niederseer  
*Montanuniversität Leoben, Leoben, Österreich*

**KURZFASSUNG:** In der Gesamtstrategie zur Verringerung der anthropogenen Treibhausgase stellt neben der Speicherung des industriell abgeschiedenen Kohlendioxids die Nutzung desselben eine wesentliche Option dar. Weltweit werden in diesen sogenannten „Carbon-Capture and Utilisation“ (CCU) Verfahren erhebliche Forschungs- und Entwicklungsarbeiten unternommen, um das Kohlendioxid als C1-Kohlenstoffquelle für Prozesse nutzbar zu machen. Ziel der vorliegenden Studie ist die Identifikation der geeignetsten CCU-Technologieoptionen für die einzelnen österreichischen Industriezweige.

Der Beitrag bietet als Einstieg eine kurze Übersicht zu Kohlendioxid-Nutzungsoptionen. Die zur Durchführung der Nutzwertanalyse erforderliche Festlegung von Bewertungskriterien, erfolgte auf Basis-Literaturstudie und mittels Experteninterviews. Eine Web-basierte Industrieumfrage lieferte unter anderem die Gewichtung dieser Kriterien. Diese in Kombination zu den in der aktuellen Literatur festgehaltenen Potentiale und Grenzen der einzelnen Technologien dienten als Basis für die Nutzwertanalyse. Das Ergebnis dieser war eine Prioritätsreihung der CCU Technologien für jeden Industriezweig, wobei die Reihung in den meisten Fällen wie folgt vorlag: tertiäre Erdölförderung, vor Karbonatisierung, Methanisierung und Produktion von Chemierohstoffe.

## 1 EINLEITUNG

Die stoffliche Nutzung von Kohlendioxid basiert auf dessen Verwendung als Kohlenstoffquelle für chemische und biochemische Umsetzungen in Produkten die eine Wertschöpfung erzielen (Aresta 2010). Vergleicht man die gesamten CO<sub>2</sub> Emissionen mit dem Bedarf an Kohlendioxid für die unterschiedlichen Nutzungsoptionen wird schnell - aufgrund des relativ geringen Mengenpotentials dieser Verfahren - sichtbar, dass diese nur als eine zusätzliche CO<sub>2</sub>-Senke dienen können (Ausfelder et al. 2008). Das Interesse an der Nutzung von Kohlendioxid liegt vielmehr darin begründet, dass mit CO<sub>2</sub> ein potenzieller Wertstoff mit einem interessanten Wertschöpfungspotential für die Industrie vorliegt, dessen wirtschaftliche Verwendung sich auch positiv auf die Bewertung von Strategien zur Reduktion von CO<sub>2</sub>-Emissionen auswirken kann. Auf diese Weise kann aus dem Treibhausgas CO<sub>2</sub> ein Rohstoff für die stoffliche Wertschöpfungskette werden. Der folgende Beitrag widmet sich dieser Nutzungstechnologien, wobei in erster Linie diese kurz vorgestellt werden, um dann in weitere Folge die Frage zu beantworten, welche dieser Verfahren für die Nutzung in der österreichischen Industrie geeignet wären.

## 2 KOHLENDIOXID NUTZUNGSOPTIONEN

Kohlendioxid wird seit geraumer Zeit in vielfältigen industriellen und gewerblichen Anwendungen genutzt. In der nachfolgenden Abbildung sind die unterschiedlichen Nutzungsoptionen dargestellt, welche als Verwertungstechnologien in Betracht kommen können, wenn sie als Input industriell abgeschiedenes CO<sub>2</sub> nutzen.

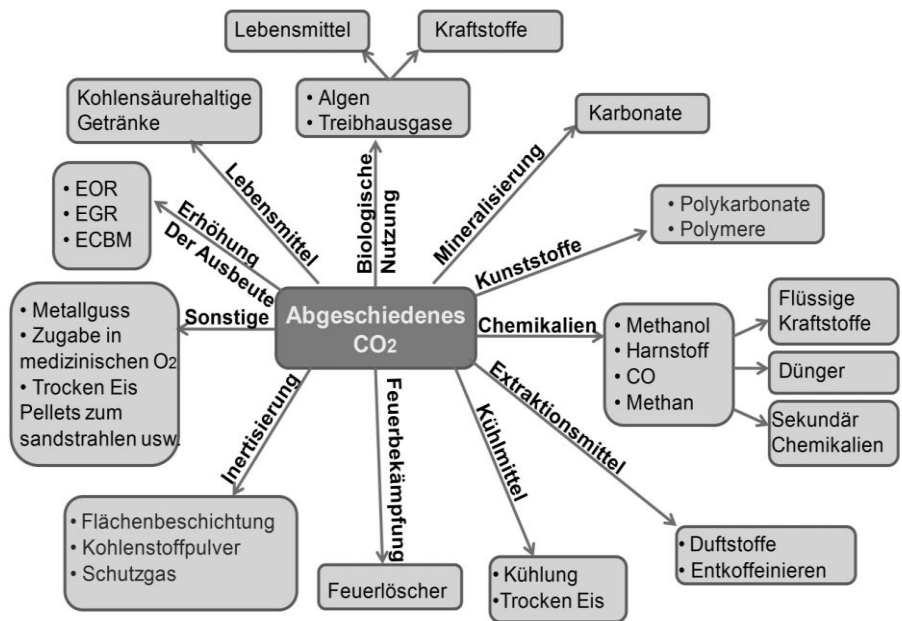


Abb. 1: CO<sub>2</sub> Nutzungsoptionen (vgl. NETL 2012)

Die Verfahren zur Nutzung vom industriell abgeschiedenen Kohlendioxid (Carbon Capture and Utilisation CCU) befinden sich derzeit weitgehend in der Entwicklungs- und Erprobungsphase. Dabei konzentriert sich die Forschung und Entwicklung auf jene Verfahren, welche als zusätzliche und wesentliche Senken dienen können. Hierbei handelt es sich um Verfahren zur Synthese von Methan, Chemierohstoffe und Kraftstoffe sowie zur Mineralisierung zu Karbonaten. Diese sowie die Nutzung von CO<sub>2</sub> zur tertiären Erdölförderung – welche als technisch ausgereifter Prozess gilt – werden nachfolgend kurz erläutert.

### 2.1 Synthetisches Methangas aus Wasserstoff und Kohlendioxid

Durch den immer stärkeren Ausbau der Nutzung erneuerbarer Energien, wird zunehmend die Speicherung von Überschussstrom gefordert. Hierbei können Wasserstoff oder Methan als Speicheroption dienen. Die Vorteilhaftigkeit der Produktion von synthetischem Methangas aus industriell abgeschiedenem Kohlendioxid und Wasserstoff liegt einerseits in der hohen Energiedichte sowie in der Möglichkeit der Nutzung einer vorhandenen Infrastruktur für Verteilung und Speicherung. Wesentlich wäre festzuhalten, dass dieser Prozess nur dann ökonomisch und ökologisch sinnvoll sein kann, wenn hierfür nur Wasserstoff genutzt wird, welcher durch Wasser-Elektrolyse mittels überschüssiger regenerativer Energie gewonnen wurde.

### 2.2 Chemierohstoffe aus Kohlendioxid

Kohlendioxid ist seit langem schon als chemischer Rohstoff für die Synthese von Harnstoff aus Ammoniak und für die Synthese von Methanol aus wasserstoffreichem Synthesegas im Einsatz. Methanol ist die Basischemikalie für Formaldehyd und Essigsäure. Harnstoff und Formaldehyd wiederum können zu Harzen und Melamin umgesetzt werden, welche eine umfangreiche Folgechemie aufweisen (Lehner 2011).

### 2.3 Kraftstoffe

Kohlendioxid kann als eine potentielle Kohlenstoffquelle für die Umsetzung mit regenerativ gewonnenem Wasserstoff zu flüssigen Kraftstoffen dienen. Kraftstoffe haben gegenüber chemischen Produkten ein weit höheres CO<sub>2</sub> Verwertungspotential, jedoch wird im Zuge ihrer Nutzung praktisch sofort Kohlendioxid wieder in die Atmosphäre zurückgeführt. Damit findet keine Reduktion der Kohlendioxid-Konzentration in der Atmosphäre statt, sondern es kann nur ein

Beitrag zur Stabilisierung auf bestehendem Niveau gewährleistet werden. Hierbei darf man den Aspekt nicht außer Acht lassen, dass das Raffinieren für die Kraftstoffherstellung einen zusätzlichen Energieaufwand erfordert (Ausfelder et al. 2008).

#### 2.4 *Karbonatisierung mineralischer Rohstoffe*

Eine weitere Möglichkeit zur Nutzung des Kohlendioxids ist die ex-situ Bindung desgleichen in natürlichen Gesteinen. Das Prinzip der Karbonatisierung von festen mineralischen Rohstoffen besteht in der Reaktion von CO<sub>2</sub> mit Metalloxiden unter Bildung von Karbonaten. Letztere erlauben die stabile Bindung des Kohlendioxids über geologische Zeiträume. Zudem sind Karbonate wertvolle Rohstoffe, welche in großen Mengen sowohl als Baurohstoffe als auch in vielen anderen industriellen Prozessen eingesetzt werden können. Neben der CO<sub>2</sub> Bindung in natürlichen Gesteinen sind weitere interessante Alternativen erwähnenswert, welche eine Bindung in industriellen Abfällen und Nebenprodukten wie Aschen, Flugaschen, Schlacken und Baustoffresten vorsehen. Industrielle Rückstände haben gegenüber natürlichen Gesteinen für die CO<sub>2</sub> Bindung eine Reihe von Vorteilen: gute Verfügbarkeit, geringe Kosten, höhere Reaktivität und sie fallen zum Beispiel in Stahlwerken gemeinsam mit dem CO<sub>2</sub> an.

#### 2.5 *CO<sub>2</sub> Tertiäre Erdölförderung*

Bei der Injektion von CO<sub>2</sub> zur Ausbeutesteigerung von Erdölfeldern handelt es sich um eine in der USA weitverbreitete Technologie der tertiären Förderung. Für diese Nutzungstechnologie ist die Reinheit des CO<sub>2</sub> Stroms nicht von besonderer Bedeutung.

### 3 UMFRAGE UND NUTZWERTANALYSE

Für die vorliegende Studie war es erforderlich, sich in erster Linie mit dem aktuellen Entwicklungsstand der CCU-Technologien auseinander zu setzen, die Grenzen sowie die Vor- und Nachteile der Verfahren darzustellen. Die Erkenntnisse aus der Literatur dienen als Basis zur Erstellung einer Liste von Bewertungskriterien, welche mit Hilfe von Experteninterviews ergänzt wurden.

Die Identifizierung der relevanten Industriezweige erfolgte auf Basis der Daten des Umweltbundesamtes. Zu den emissionsintensivsten Industrien Österreichs zählen die Eisen- und Stahlproduktion und die mineralverarbeitende Industrie, hier vor allem die Zement- und Kalkindustrie. Ergänzend wären auch mit beachtlichen Emissionen die Papier-, Chemie- und Feuerfestindustrie zu erwähnen. Die größten Emittenten im Sektor Energieaufbringung sind die öffentliche Strom- und Wärmeproduktion und die Raffinerie.

Eine Web-basierte Industrieumfrage lieferte unter anderem die Gewichtung der oben genannten Bewertungskriterien. Die anonyme Umfrage richtete sich an 50 verschiedene Unternehmen aus den oben erwähnten Industriezweigen. Die anschließend durchgeführte Nutzwertanalyse ergab als Ergebnis eine Prioritätsliste der CCU Technologien für jeden Industriezweig einzeln.

### 4 ERGEBNISSE

Die Umfrage richtete sich an 59 Personen aus 50 Unternehmen und die erzielte Rücklaufquote betrug 32,2 %. Als Bewertungskriterien für die Nutzwertanalyse dienen: die Investitionsausgaben, der Technologiestand, die Betriebskosten, der Energieverbrauch, die direkte CO<sub>2</sub> Nutzung ohne Abscheidung, das Vorhandensein eines Marktes für das Endprodukt, die Verfügbarkeit der Sekundärstoffe, die CO<sub>2</sub> Bindungsdauer im Endprodukt, das Umsetzungsverhältnis CO<sub>2</sub> zur Sekundärstoffe, die Nutzung der Abfälle als Inputstoffe, die Flächeninanspruchnahme, sowie die Erzeugung von Endprodukten im gleichen Industriezweig



In Tab. 1 werden die Ergebnisse der Analyse zusammengefasst. Dabei fällt auf, dass die Nutzung des industriell abgeschiedenen Kohlendioxids zur tertiären Erdölförderung für jede der untersuchten Industriezweige eine hervorragende Alternative wäre. Die weitere Prioritätsreihung stellte sich in den meisten Fällen wie folgt vor: Karbonatisierung vor Methanisierung und Chemierohstoffe-Produktion. Für zwei der untersuchten Industriezweige ergab sich eine andere Reihung. Die erste Ausnahme bildete die Feuerfestindustrie, wo die Methanisierung an zweiter Stelle gereiht war, gefolgt von der Produktion von Chemierohstoffen und der Karbonatisierung. Die zweite Ausnahme war bei der Zement-/Kalkindustrie zu finden. Hier lag Karbonatisierung vor der Produktion von Chemierohstoffen und der Methanisierung. Die Nutzung des CO<sub>2</sub> mittels Mikroalgen und die Produktion von Kraftstoffen belegten ausnahmslos die letzten Plätze in dieser Prioritätsreihung.

Tab. 1: Ergebnisse der Nutzwertanalyse (CCU – Verfahren)

Industriezweige	Mikroalgen	Methanisierung	Kraftstoffe	Chemierohstoffe	Karbonatisierung	EOR
Chemische Industrie	277	302	237	298	335	382
Elektrizitätswirtschaft	269	309	257	291	332	385
Feuerfestindustrie	278	317	259	305	300	392
Papierindustrie	258	289	246	283	306	385
Stahlindustrie	263	298	252	285	328	401
Zement-/ Kalkindustrie	252	289	240	292	331	351

## 5 SCHLUSSFOLGERUNG, ZUSAMMENFASSUNG

Die CCU Technologien werden künftig durch die Nutzung von Kohlendioxid als Wertstoff, eine zusätzliche CO<sub>2</sub>-Senke bieten können. Derzeit werden in diesen Technologien erhebliche Forschungs- und Entwicklungsarbeiten unternommen um das Kohlendioxid als C1-Kohlenstoffquelle für Prozesse nutzbar zu machen. Einige dieser Prozesse bieten einen wirtschaftlich interessanten und technischen aussichtsreichen Weg zur stofflichen Verwertung von CO<sub>2</sub>. Die vorliegende Studie präsentierte aus der Sicht der Industrie eine Prioritätsreihung dieser Technologien. Dies sollte einerseits die Industrie bei der Entscheidungsfindung unterstützen und andererseits sichtbar machen, bei welchen Technologien die Forschungs- und Entwicklungsanstrengungen intensiviert werden sollten.

## LITERATUR

- Aresta, M. (ed.) (2010) *Carbon Dioxide as Chemical Feedstock*, Weinheim, Germany: WILEY-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA.
- Ausfelder, F. & Bazzanella, A. (2008) *Verwertung und Speicherung von CO<sub>2</sub>, Diskussionspapier*, Frankfurt, Germany: DECHEMA e. V.
- Lehner, M. (2011) *Chemische Wege der CO<sub>2</sub> Verwertung*, Wien, Austria: AFI Plattform Fossile Brennstoffe.
- NETL (2012) [http://www.netl.doe.gov/technologies/carbon\\_seq/corerd/co2utilization.html](http://www.netl.doe.gov/technologies/carbon_seq/corerd/co2utilization.html) (letzter Zugriff: 13.08.2012).

# Trockene Granulation von Hochofenschlacke zur Wärmerückgewinnung

M. Kofler, K. Doschek & H. Raupenstrauch

*Montanuniversität Leoben, Lehrstuhl für Thermoprozesstechnik, Leoben, Österreich*

**KURZFASSUNG:** In integrierten Hüttenwerken fällt Hochofenschlacke mit rund 1500 °C und einem Energieinhalt von ca. 1,5 GJ/Tonne an. Diese wird zum Großteil in Europa nass granuliert, wodurch der sogenannte Hüttensand entsteht, der aufgrund seiner latent hydraulischen Eigenschaften an die Zementindustrie weiterverkauft werden kann. Der Nachteil dieses Verfahrens ist, dass die in der schmelzflüssigen Schlacke gebundene Energie durch den raschen Abkühlvorgang mit Wasser verloren geht und nicht sinnvoll weitergenutzt werden kann. Mit dem Verfahren der trockenen Schlackengranulation soll künftig diese Energie erschlossen werden, wobei die erstarrte Schlacke hinsichtlich ihrer Eigenschaften weiterhin für die Zementindustrie brauchbar sein muss. Das Prinzip beruht auf dem sogenannten "Rotating-Cup"-Verfahren, bei dem die schmelzflüssige Schlacke auf ein sich schnell drehendes Teller aufgebracht und in kleine Tröpfchen zerrissen wird. Durch die Wärmeübertragung von Schlacke zur Luft soll ein rasches Erstarren der Partikel und eine möglichst hohe Ablufttemperatur zur weiteren Nutzung erreicht werden. Diesbezüglich wurde im Technikum des Lehrstuhls für Thermoprozesstechnik an der Montanuniversität Leoben im Auftrag von Siemens VAI eine Versuchsanlage zu Forschungszwecken errichtet.

## 1 EINLEITUNG

Bei der Herstellung von einer Tonne Roheisen fallen in integrierten Hüttenwerken rund 300 kg schmelzflüssige Schlacke mit ungefähr 1500 °C an. Dies bedeutet, dass bei der derzeitigen Roheisenerzeugung 400 Mio. Tonnen Schlacke weltweit als Nebenprodukt erzeugt werden. Erfolgt eine rasche Abkühlung dieser Schlacke, entsteht ein amorphes Produkt, das als Hüttensand bekannt ist. Aufgemahlen wird dieser wegen seiner latent hydraulischen Eigenschaften als Binder in der Zementindustrie eingesetzt. Stand der Technik sind geschlossene nasse Granulationsverfahren, die eine rasche Kühlung der schmelzflüssigen Schlacke gewährleisten. Diese Verfahren haben jedoch bestimmte Nachteile, da das im Kreislauf geführte Wasser rückgekühlt und der Hüttensand für die Zementindustrie nachgetrocknet werden muss. Zeitgleich wird die in der geschmolzenen Schlacke enthaltene Wärmemenge vernichtet und kann keiner technischen Nutzung sinnvoll zugeführt werden.

Um diese Nachteile zu umgehen und die in der Schlacke enthaltene Energie zu gewinnen, scheint die trockene Granulation mit Luft geeignet zu sein. Hierzu wurde am Lehrstuhl für Thermoprozesstechnik eine Anlage errichtet, mit deren Hilfe die Erstarrung der Schlacke an Luft sowie das Potential der Wärmerückgewinnung erforscht und wichtige Erkenntnisse für ein Scale-Up gewonnen werden können.

## 2 GESCHICHTLICHE HINTERGRÜNDE

Die Grundidee für die trockene Granulation von Hochofenschlacke entspringt dem sogenannten "Rotating-Cup"-Prinzip, auch als "Davy-Verfahren" bekannt. Hierbei wird die schmelzflüssige Schlacke auf ein sich schnell drehendes Teller aufgebracht und durch die Rotation in feine Tröpfchen zerrissen, die im Flug radial nach außen abkühlen und erstarren.

Erste Versuche diesbezüglich wurden in den 1990er Jahren in Redcar (UK) bei British Steel, später Corus, durchgeführt.

Zwischen Drehteller und Granulatorwand wurde ein Abstand von ca. 10 m realisiert, um Anpackungen von Schlackenpartikel zu vermeiden. Der Versuchsaufbau erfolgte für einen Massenstrom von 6 Tonnen Schlacke pro Minute. Als Ergebnis konnte amorph erstarrtes Granulat gewonnen werden, das dieselben Eigenschaften erfüllt wie Hüttensand aus nassen Granulationsanlagen. Die Möglichkeit der Wärmerückgewinnung wurde allerdings nicht in Betracht gezogen. Damals war der wirtschaftliche und politische Druck auf die Stahlindustrie CO<sub>2</sub> zu reduzieren noch nicht sehr hoch, weshalb zunächst keine Weiterentwicklung erfolgte.

In den Jahren 2002 bis 2004 wurde in Vitkovice in der Tschechischen Republik ein kompakter Granulator mit einer Kapazität von rund 20 kg/min errichtet (siehe Abb. 1). Auch diese Versuche zeigten vielversprechende Ergebnisse hinsichtlich Produktqualität. Abermals wurde jedoch keine Rücksicht auf eine mögliche Wärmerückgewinnung genommen.

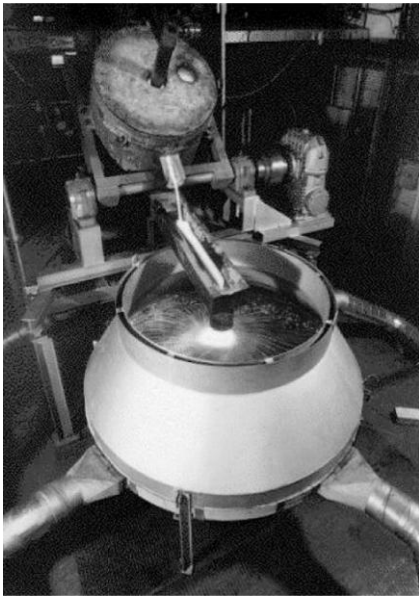


Abb. 1: Minigranulator wie in Vitkovice eingesetzt (McDonald 2010)

Aufgrund steigender Energiepreise und dem Zwang für Stahlerzeuger, CO<sub>2</sub> Emissionen zu verringern, werden von Siemens VAI in Kooperation mit voestalpine Stahl GmbH, Thyssen-Krupp Steel Europe AG, FEhS - Institut für Baustoff-Forschung e.V. und der Montanuniversität Leoben die Forschungen wieder aufgenommen, wobei neben der zu erreichenden Hüttensandqualität insbesondere die Wärmerückgewinnung während des Abkühlprozesses der Schlacke im Vordergrund steht. Die Forschung wird zusätzlich vom deutschen Bundesministerium für Wirtschaft und Technologie (BMWi) gefördert.

### 3 ANLAGE ZUR TROCKENEN SCHLACKENGRANULATION

#### 3.1 *Verfahrensprinzip*

Die am Drehteller zerspritzten Schlacketröpfchen kühlen im Flug Richtung Granulatorwand rasch ab und fallen als festes Granulat in ein rotierendes Wirbelbett. Anpackungen an der Wand sollen durch einen am Umfang des Granulators angebrachten Wassermantel verhindert werden. Eine spezielle Luftverteilung am Boden gewährleistet ein sich ständig in Bewegung befindliches Schlackenbett und in weiterer Folge einen günstigen Wärmetransport von Schlacke zur Luft. Abb. 2 zeigt das Prinzip des "Rotating-Cup"-Verfahrens.

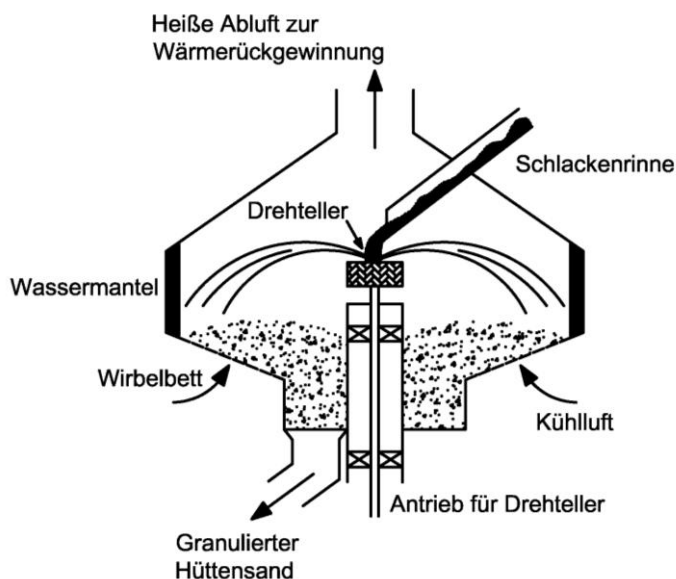


Abb. 2: Prinzip der Trockenschlackengranulation mit Wärmerückgewinnung (McDonald 2010)

Spezielle Strömungsgleichrichter am Kopf des Granulators, an dem Heißluft abgezogen wird, sollen das Austragen von feinen Partikeln verhindern. Im besten Fall kann diskontinuierlich nach jedem Versuch ein amorpher Hüttensand am Boden des Granulators ausgetragen, die Produktion von Schlackenwolle verhindert und Heißluft mit mindestens 400 °C gewonnen werden (McDonald 2010).

### 3.2 Realisierung der Pilotanlage

Gemeinsam mit Siemens VAI wurde diesbezüglich am Lehrstuhl für Thermoprozesstechnik eine Pilotanlage errichtet. Die Forschung konzentriert sich auf die Produktion von Hüttensand mit einem ähnlich hohen Glasgehalt (> 95 %) wie bei den nassen Verfahren, bei gleichzeitiger Rückgewinnung der Wärme, die zum Erstarren der Schlacke mit Luft abgeführt wird. Abb. 3 zeigt den Versuchsaufbau.

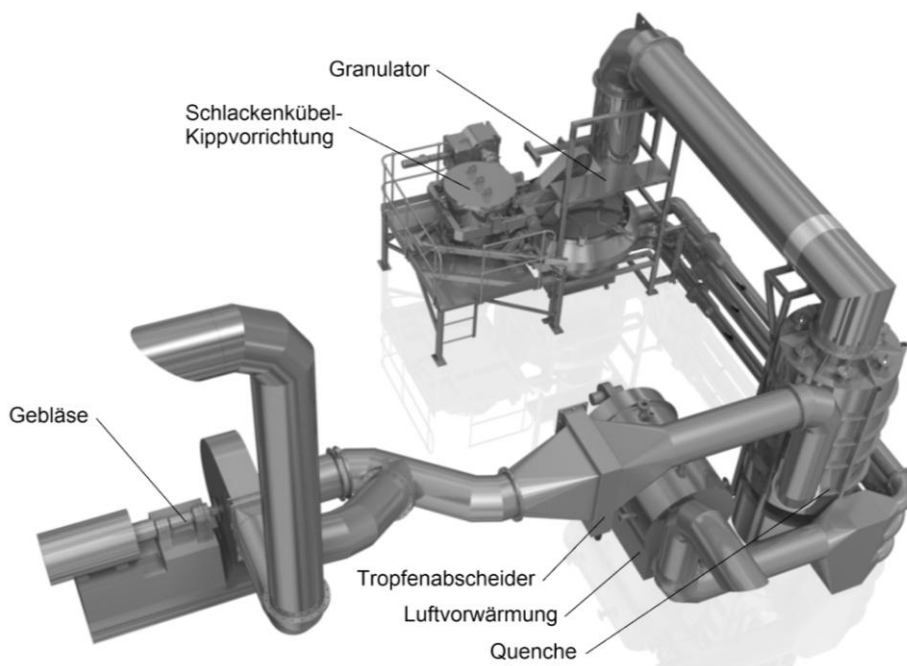


Abb. 3: Versuchsanlage am Lehrstuhl für Thermoprozesstechnik

Die erhitzte Luft, die den Granulator am oberen Ende verlässt, wird mit Hilfe eines Wassersprühsturmes abgekühlt, um das für den Lufttransport zuständige Saugzuggebläse zu schützen. Im industriellen Anwendungsfall kann diese Heißluft beispielsweise in einem Abhitzekegel zur Dampferzeugung und in weiterer Folge über Turbine und Generator zur Stromerzeugung herangezogen werden. Bei einem Massenfluss von einer Tonne Schlacke pro Minute können mit diesem Verfahren rein rechnerisch 20 MW thermische oder 6 MW elektrische Energie zurückgewonnen werden.

Die Pilotanlage ist für eine Schlackenmenge von maximal 60 kg/min ausgelegt, wobei die Versuche batchweise mit je 300 kg Gesamtmasse durchgeführt werden sollen. Zur Bereitstellung der schmelzflüssigen Schlacke dient der im Technikum befindliche Flashreaktor. Hierzu werden 300 kg der zuvor getrockneten und fein aufgemahlten Hochofenschlacke in den Reaktor eingebracht, verflüssigt und im Keller des Technikums in einen Schlackenkübel abgestochen. Mit einer speziellen Kippvorrichtung, in die der Kübel eingehängt wird, kann die Schlacke in eine Rinne, bestehend aus Feuerfestmaterial, gekippt werden. Diese Rinne führt zur Mitte des Granulators, der 2 m Durchmesser aufweist. In der Rinne wird die Schlacke durch ein Abstichloch auf einen Drehteller befördert. Zuluftmenge und -temperatur, Drehtellergeschwindigkeit sowie Schlackenmenge und -temperatur können für die einzelnen Versuche variabel eingestellt werden und sind entscheidend für die Produktqualität des Hüttensandes. Um Wärmeverluste und infolgedessen ein Einfrieren der Schlacke zu verhindern, müssen zuvor alle Feuerfestkomponenten auf ca. 1500 °C aufgeheizt werden.

Im Sommer 2011 starteten die Arbeiten zur Planung und Realisierung der Pilotanlage. Nach dem Abschluss der Genehmigungsphase im November 2011 erfolgte der Baubeginn, der schlussendlich mit der Kaltinbetriebnahme im Februar 2012 abgeschlossen werden konnte. Der Operator betreibt die Anlage mit Hilfe einer speicherprogrammierbaren Steuerung. Wichtige Messdaten wie Temperaturen, Drücke, Luftdurchsatz etc. werden elektronisch erfasst.

#### 4 SCHLUSSFOLGERUNG UND AUSBLICK

Die ersten Heißversuche sollen in Leoben noch im Sommer 2012 durchgeführt werden. Diese Tests sollen wichtige Erkenntnisse über die maximale Kapazität der Anlage sowie über das Erstarrungsverhalten und folglich die Produktqualität der Schlacke bzw. das Potential für die Wärmerückgewinnung liefern.

Zusammenfassend ergeben sich aus der Anwendung der trockenen Schlackengranulierung für Hüttenwerke folgende Vorteile (McDonald 2010):

- Sinnvolle Nutzung der in der Schlacke enthaltenen Wärmeenergie,
- Wegfall der Wasserwirtschaft und somit keine Wasserverschmutzung,
- Erzeugung von Hüttensand, der ebenfalls für die Zementindustrie geeignet ist,
- Trocknungsprozess für die granulierten Schlacke entfällt und
- Umweltfreundliches Verfahren.

#### LITERATUR

McDonald, I., Long, E., Werner, A. & Most, D. (2010) Dry slag granulation - The environmental friendly way to making cement. In: *IOM3 conference on Waste Recovery in Ironmaking and Steelmaking Processes*. London: United Kingdom.

# Restmüll-/Wertstoffaufkommen aus Haushalten ganzheitlich betrachtet

H. Riedel & C. Marb

*Bayerisches Landesamt für Umwelt, Abteilung Abfallwirtschaft, Augsburg, Deutschland*

**KURZFASSUNG:** In drei bayerischen Städten wurden in 2010/2011 aktuelle Daten zu Aufkommen und Zusammensetzung des in Haushalten anfallenden Abfalls erhoben. Dabei wurden gleichzeitig Restmüll und vom Bürger separat erfasste Wertstoffe (Hol-/Bringsystem) untersucht. Die Daten dienen auch der Abschätzung des CO<sub>2</sub>-Einsparpotenzials, das sich durch ein verbessertes Trennverhalten des Bürgers bei der Abfallentsorgung und eine hochwertige stoffliche Verwertung der aus dem Restmüll abgeschöpften Wertstoffe erzielen ließe. Insgesamt sind in den drei Städten das Restmüll-/Wertstoffaufkommen sowie die jeweilige Zusammensetzung vergleichbar. Der Wertstoffgehalt im Restmüll ist trotz Getrennterfassung von Bioabfällen, Papier, Pappe, Kartonage und Leichtverpackungen mittels bürgerfreundlicher Holsysteme relativ hoch. Mit abnehmender Siedlungsdichte (Stadttrand) wird das Trennverhalten besser. Hinsichtlich der Qualität der separat erfassten Wertstoffe schneidet das Holsystem für Leichtverpackungen im Vergleich zu den anderen getrennt erfassten Wertstoffen deutlich schlechter ab. Bei einer Reduzierung der Wertstoffe im Restmüll besteht – hochgerechnet auf ganz Bayern – ein CO<sub>2</sub>-Einsparpotenzial von rund 100.000 Mg CO<sub>2</sub>-Äquivalenten pro Jahr.

## 1 EINLEITUNG

Seit dem Jahr 1998 führt das Bayerische Landesamt für Umwelt (BayLfU) Abfallsortieranalysen zur Ermittlung von Aufkommen und Zusammensetzung des in Haushalten anfallenden Restmülls durch. In Weiterführung der Arbeiten wurde der gesamte in Haushalten anfallende Abfall (ohne Sperrmüll) – gleichzeitige Untersuchung von Restmüll und vom Bürger separat zu erfassenden Wertstoffen – in drei bayerischen Städten in den Jahren 2010/2011 repräsentativ beprobt und sortiert.

Die Schwerpunkte der Untersuchungen lagen auf dem im Restmüll vorhandenen Wertstoffpotenzial und auf der Qualität der separat erfassten Wertstoffe. Die Wertstoffgehalte im Restmüll bildeten die Grundlage für eine Abschätzung der CO<sub>2</sub>-Einsparmöglichkeiten infolge eines weiter zu verbessernden Trennverhaltens des Bürgers am Ort der Abfallentstehung (Haushalt).

## 2 VORGEHEN

### 2.1 Untersuchungsgebiete

Die drei untersuchten Städte mit einer Einwohnerzahl von jeweils über 60.000 verfügen über Holsysteme für die Wertstoffe Bioabfall, PPK und LVP sowie ein Bringsystem für Glas. Die Abfallgebühren werden nach ähnlichen Maßstäben (Volumen, Anzahl und Entleerungsturnus der Restmülltonnen) erhoben, unterscheiden sich jedoch in ihrer Höhe um bis zu 60 %.

### 2.2 Methodik

Die Restmüll- und Wertstoffuntersuchungen basierten auf den bisherigen Sortieranalysen (Marb 2005), die in Anlehnung an die „Brandenburg-Richtlinie“ (Landesumweltamt Brandenburg 1998) durchgeführt wurden. In jeder Stadt fanden im Sommer- und im Winterhalbjahr

dreiwöchige Sortierkampagnen statt. Für die Probenahme von Restmüll und separat erfassten Wertstoffen wurden die Untersuchungsgebiete in die Gebietsstrukturen Innerstädtisch, Städtisch und Stadtrand unterteilt (Schichtung). Pro Sortierkampagne wurden 21 Stichprobeneinheiten (SPE) Restmüll, 15 SPE Leichtverpackungen (LVP), 12 – 15 SPE Papier, Pappe, Kartonagen (PPK) sowie jeweils 9 SPE Bioabfall und Glas gesammelt (1 SPE  $\equiv$  1  $\times$  1.100 Liter-Müllgroßbehälter, Glas: 1 SPE  $\equiv$  1 Depotcontainer). Restmüll, Bioabfall und LVP wurden mit Hilfe eines zweistufigen Trommelsiebs (Siebschnitte: 10/40 mm) maschinell, PPK mittels Handsieb (40 mm) klassiert. Die Grobfractionen wurden manuell in 41 Fraktionen sortiert, die Sortierfraktionen zu 12 Obergruppen zusammengefasst; diese Vorgehensweise erlaubt Aussagen über die Verteilung der Sortierfraktionen auf Restmüll- und Wertstofftonnen und damit zum Trennverhalten der Bürger.

### 3 ERGEBNISSE RESTMÜLL- UND WERTSTOFFUNTERSUCHUNGEN

#### 3.1 *Restmüll*

Die Restmülluntersuchungen zeigen ein vergleichbares Abfallaufkommen in den drei Städten {im Schnitt 104,8 kg/(E · a); siehe Abb. 1} mit deutlichem Anstieg von Stadtrand- {77,1 kg/(E · a)} zu innerstädtischen Strukturen {135,6 kg/(E · a)}. Besonders ausgeprägt ist dieser Trend bei den Obergruppen Organik, PPK und Kunststoffe. So werden in der Gebietsstruktur Stadtrand deutlich mehr Sekundärrohstoffe über die entsprechenden Wertstofftonnen abgeschöpft als in den Gebietsstrukturen Städtisch und Innerstädtisch. Die prozentuale Restmüllzusammensetzung entspricht den Daten früherer Untersuchungen (BayLfU 2009): Fein-, Mittelfraktion, Organik und Hygieneprodukte bilden mit 61 Gew.-% die Hauptmasse.

Das Wertstoffpotenzial im Restmüll ist in den drei Städten ähnlich und trotz weitgehender Getrennterfassung mittels bürgerfreundlicher Holsysteme mit durchschnittlich 68 Gew.-% relativ hoch. Dafür ist v. a. das erhöhte Aufkommen der Wertstofffraktionen in den (inner-)städtischen Gebietsstrukturen verantwortlich. Den Hauptbeitrag zum Wertstoffpotenzial liefern die Fraktionen Organik, PPK, LVP und Glas.

#### 3.2 *Separat erfasste Wertstoffe*

Für LVP (Bereitstellung des Gelben Sacks zur Sammlung i. d. R. nicht am entsorgungspflichtigen Grundstück) und Glas (Bringsystem) war ein Einwohnerbezug der Daten und damit eine Berechnung des spezifischen Aufkommens (pro Einwohner und Jahr) nicht möglich.

Bioabfall: Das Aufkommen liegt mit 104,5 kg/(E · a) in den drei Städten auf gleichem Niveau wie das Restmüllaufkommen. Gegenüber dem bayerischen Durchschnitt ist es um 61 % erhöht (BayLfU 2011). Sowohl Aufkommen als auch Erfassungsgrad fallen vom Stadtrand {174,0 kg/(E · a); v. a. Gartenabfälle} zum innerstädtischen Bereich {60,2 kg/(E · a)} stark ab; d. h., das Trennverhalten der Bürger wird schlechter. Über 98,3 Gew.-% des Biotonneninhalts sind verwertbar (Fein-, Mittelfraktion, Organik, Küchenpapiere, PPK). Die restlichen 1,7 Gew.-% sind Störstoffe, die Hälfte davon Kunststoffe (v. a. Tüten, in denen der Bioabfall in den Haushalten gesammelt wird). Das Gesamtaufkommen an Küchenabfällen in Bio- und Restmülltonne ist in den einzelnen Gebietsstrukturen in etwa gleich; die Getrennterfassung geht mit steigender Siedlungsdichte zurück. In Stadtrandgebieten mit hohem Eigenheimanteil werden Gartenabfälle fast vollständig über die Biotonne erfasst, während in städtischen Gebieten mit Wohnanlagen die Pflege der Grünanlagen und die Entsorgung der dabei anfallenden Abfälle i.d.R. Dritten übertragen ist.

Papier, Pappe, Kartonagen: Das Aufkommen ist mit im Schnitt 67,2 kg/(E · a) in den drei Städten ähnlich und liegt unter dem bayerischen Durchschnitt von 82,0 kg/(E · a) (BayLfU 2011). Circa 90 Gew.-% der PPK werden über die Papiertonne – Druckerzeugnisse mehr als Verpackungen – erfasst. Knapp 97 Gew.-% sind systemkonform, bei den restlichen 3,1 Gew.-% machen Verbunde ein Drittel des Störstoffanteils aus.

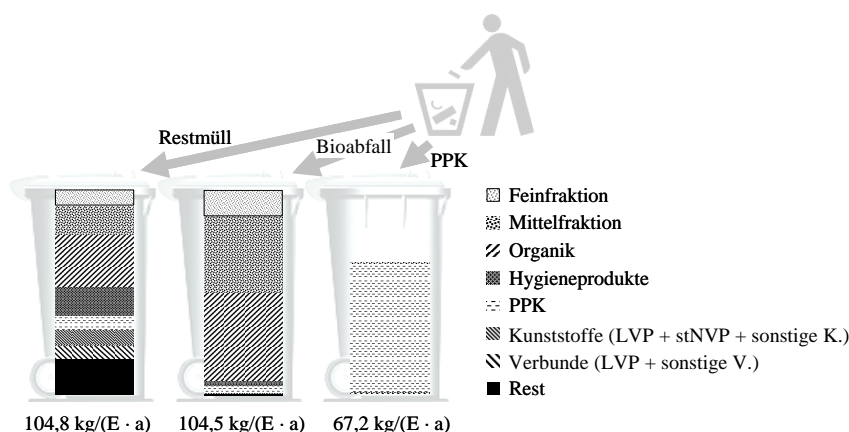


Abb. 1: Aufkommen und Zusammensetzung von Restmüll, Bioabfall und Papier, Pappe, Kartonagen; Hinweis: Fein- und Mittelfraktion in den einzelnen Tonnen verschieden, Beispiele: Restmüll (Tierstreu, Straßenkehrriech), Bioabfall (Kaffeensatz, Obstschalen). stNVP: stoffgleiche Nicht-Verpackungen

Leichtverpackungen. Der Störstoffanteil liegt in den Gebietsstrukturen zwischen 21,6 und 40,6 Gew.-% und korreliert mit der Siedlungsdichte. In Bezug auf den Störstoffanteil schneidet der/die Gelbe Sack/Tonne gegenüber den anderen Holsystemen deutlich schlechter ab. Störstoffe sind v. a. stoffgleiche Nichtverpackungen, PPK, Organik und Sonstige Verbunde. Glas. Bei den Altglascontainern (Weiß-, Grün-, Braunglas) hat Weißglas den geringsten Fehlfarbenanteil (1,0 – 1,5 Gew.-%) und mit 3,0 – 4,6 Gew.-% den größten Störstoffgehalt (Sonstiges Glas, Metalle, Organik, Inertes). Grünglas weist den geringsten Gehalt an nicht systemkonformen Komponenten (0,4 – 0,8 Gew.-%; v. a. Organik) auf, Braunglas den größten Fehlfarbenanteil (4,2 – 9,2 Gew.-%).

#### 4 ERGEBNISSE CO<sub>2</sub>-EINSPARPOTENZIAL

Ausgehend von den ermittelten Wertstoffgehalten im Restmüll wurden die CO<sub>2</sub>-Einsparpotenziale einer verbesserten Wertstofftrennung abgeschätzt (siehe Abb. 2). Grundlage für die Berechnung bildeten tatsächlich erreichte Wertstoff-Minimalgehalte im Restmüll (BayLfU 2009) und die CO<sub>2</sub>-Faktoren nach Peche (2007).

- Zwischen 62 und 72 Gew.-% der im Restmüll enthaltenen Wertstoffe lassen sich abschöpfen. Absolut verringert sich dadurch das Restmüllaufkommen um 30,9 kg/(E · a), wozu die Organik 53,0 Gew.-% beiträgt.
- Die größte CO<sub>2</sub>-Einsparung ergibt sich für die Wertstoffe LVP (41,9 Gew.-% des Gesamteinsparpotenzials), Metalle (29,0 Gew.-%) und Organik (18,8 Gew.-%). Für PPK und Glas resultiert insgesamt ein Anteil von 10,3 Gew.-%.
- Metalle besitzen das größte spezifische CO<sub>2</sub>-Einsparpotenzial der betrachteten Wertstoffe. Die stoffliche Verwertung von 1 kg Metall führt zu der gleichen CO<sub>2</sub>-Einsparung wie die Verwertung von 32 kg Bioabfall.

Hochgerechnet auf die bayerischen Gebietskörperschaften mit vergleichbarer Siedlungsstruktur – Strukturklasse städtisch mit 9,4 % der Einwohner Bayerns (BayLfU 2011) – liegt das CO<sub>2</sub>-Einsparpotenzial bei insgesamt 10.200 Mg CO<sub>2</sub>-Äquivalenten pro Jahr. Dies entspricht dem jährlichen CO<sub>2</sub>-Ausstoß von ca. 5.700 Kraftfahrzeugen (Annahmen: CO<sub>2</sub>-Ausstoß 150 g/km, Fahrleistung 12.000 km/a).

Legt man die abschöpfbare Wertstoffmasse für ganz Bayern zugrunde, ist von einem CO<sub>2</sub>-Einsparpotenzial von rund 100.000 Mg CO<sub>2</sub>-Äquivalenten/a auszugehen.



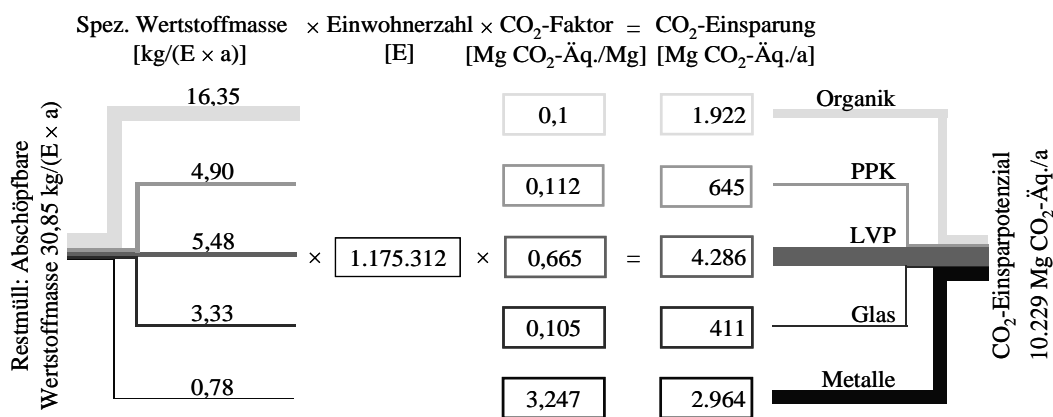


Abb. 2: Abschöpfbare Wertstoffmasse im Restmüll sowie CO<sub>2</sub>-Einsparpotenzial durch verbesserte Sekundärrohstoffabschöpfung aus dem Restmüll, hochgerechnet auf die bayerischen Gebietskörperschaften mit städtischer Siedlungsstruktur (BayLfU 2011) unter Verwendung der CO<sub>2</sub>-Faktoren nach Peche (2007)

## 5 FAZIT

Die Daten belegen, dass die Entwicklung der Abfall- zu einer Kreislaufwirtschaft einer verstärkten Wertstoffabschöpfung aus dem Restmüll bedarf. Dadurch werden gleichzeitig Restmüllaufkommen und CO<sub>2</sub>-Emissionen reduziert. Um diesen Prozess zu forcieren, kommen folgende Maßnahmen in Betracht:

- Verankerung des Bewusstseins "Abfall gleich Rohstoff" durch eine intensivierte Öffentlichkeitsarbeit vor allem in den Medien (Print, Online),
- Vereinheitlichung der Kriterien für die Trennung von Restmüll und Wertstoff,
- Förderung eines Wohnungsbaus, der am Ort der Entstehung die Getrennthaltung von Abfällen zur Verwertung und zur Entsorgung begünstigt,
- Etablierung bürgerfreundlicher, haushaltsnaher Sammelsysteme und
- Schaffung finanzieller Anreize durch transparente, auf das Trennverhalten der Bürger nicht kontraproduktiv wirkende Abfallgebührensyste.

## 6 DANKSAGUNG

Unser Dank gilt insbesondere dem Bayerischen Staatsministerium für Umwelt und Gesundheit für die Förderung des Projekts „Nutzung des CO<sub>2</sub>-Einsparpotenzials des Restmülls von Haushaltungen durch verbesserte Sekundärrohstoffabschöpfung“, in dessen Rahmen die Untersuchungen stattfanden. Ferner danken wir der an dem Vorhaben beteiligten Fa. Fabion GbR, Würzburg, sowie vor allem Frau Dipl.-Ing. (FH) Claudia Wagner für ihr Engagement.

## LITERATUR

- BayLfU (2009) *LfU-Restmüllanalysen 1998 – 2008 Ergebnisse*. [http://www.lfu.bayern.de/abfall/jvt/restmuellanalysen/doc/restmuell\\_zusammenfassung.ppt](http://www.lfu.bayern.de/abfall/jvt/restmuellanalysen/doc/restmuell_zusammenfassung.ppt).
- BayLfU (2011) *Hausmüll in Bayern – Bilanzen 2010*. Augsburg, Deutschland.
- Landesumweltamt Brandenburg (1998) Richtlinie für die Durchführung von Untersuchungen zur Bestimmung der Menge und Zusammensetzung fester Siedlungsabfälle im Land Brandenburg. *Fachbeiträge des Landesumweltamts – Titelreihe Nr. 34*. Potsdam, 27.
- Marb, C., Przybilla, I. & Weigand, H. (2005) Zusammensetzung und Schadstoffgehalt von Restmüll aus Haushaltungen – Teil I: Methodischer Ansatz. *Müll und Abfall* 37, 472-479.
- Peche, R., Roth, U., Kreibe, S. & Rommel, W. (2007) Abfallwirtschaft und Klimaschutz. *bifa-Text Nr. 34*. Augsburg, 78.

# LCA of Municipal Solid Waste Management in the City of Irkutsk (Siberia)

O. Ulanova & A. Tulokhonova

*Technical State University of Irkutsk, Irkutsk, Russian Federation*

**ABSTRACT:** One of the main consequences of the modern socio-economic development of society is the constant increase in the amount of municipal solid waste (MSW) in the cities and the problems that are directly related to it. Environmental analysis of waste management systems in the Russian Federation is carried out using the tools of environmental assessment, for example, impact on the environment (OBOC) or environmental expertise (ЭЭ) are very different from European methods. LCA methodology in Russia has not yet received significant development and practical application. Considering the aforementioned facts: Is it possible to use European decision support tools such as standardised tool LCA for the development of MSW management in Russia, i.e. in the Siberian city? In this pilot study four developed integrated MSW management scenarios were analyzed and compared for Irkutsk considering ecological, economic and social aspects using method LCA IWM in order to determine the most optimal waste utilization way in the Siberian city condition. Results were further analysed and recommendations were made to improve the current Municipal Solid Waste Management System in Irkutsk.

## 1 EINLEITUNG

Irkutsk is a city of Eastern Siberia in Russia, administrative centre of Irkutsk region situated on the river Angara at the distance of 66 km to the west from Lake Baikal. With population 600 thousand people Irkutsk is fifth biggest city in Siberia. Existed waste management system in Irkutsk, based on landfilling do not carry out the task of environmental waste treatment but it is source of negative impact on environment and threat to human health. The average citizen in Irkutsk produces 1.2 kg/day of Municipal Solid Waste (MSW), which is comparable with Europe rate of 1.4 kg/day (Al-Salem 2009) and much less USA rate of 2.0 kg/day (Al-Salem, 2009). MSW generation in Irkutsk has steadily increasing tendency. Amounts of MSW generated have been almost tripled for ten years period 2000 – 2010 with average growth rate of 12.1 %. Morphological analysis of waste composition on landfill was carried out in 2007 during of scientific work “Development of Complex scheme of waste sanitary cleaning in Irkutsk”. According to results of experimental works on landfill four waste fractions prevail: organic waste, plastic, cupboard and paper and glass making up about 70 % of all waste mass.

Currently Municipal Solid Waste management system (MSWMS) in Irkutsk includes processes of collection, transportation and landfilling as sole means of MSW disposal. Wastes are deposited at only municipal landfill operated since 1963 with total area of 42 ha. The existing waste recycling sector in Irkutsk involves mainly scrap metal, plastic, paper and glass resulting from different industrial and commercial processes. Operated landfill resource is close to exhaustion what demands radical revise of current MSW management practice. The waste management system must be optimized taking into account waste recourse content factors and sustainability requirements including environmental, economical and social aspects. In this study four scenarios were developed and analyzed to determine the most optimal one for Irkutsk conditions using Life Cycle Assessment (LCA) method.

## 2 METHODOLOGY

LCA is an instrument of ecological management allowing to quantify and analyze potential environmental impact of alternative waste management systems and waste treatment technologies to determine the best option and ways for its optimisation (Pristugalova 2007). For LCA modeling of MSW management scenarios in this study the program Waste Management Assessment Tool, developed as a result of research project “The Use of LCA (Life Cycle Assessment) Tools for the Development of Integrated Waste Management (IWM) in rapid growing economies” (LCA IWM) was used. This software is a support decision tool for municipalities to help them in designing and improving Municipal Waste Management Systems (Boer E. and et al., 2005). Waste generation prognosis and future waste amounts accounting is a primary task of MSW management system planning and optimization (Boer et al. 2005). Projection of waste generation in Irkutsk was conducted by means of the program “Forecasting municipal waste generation in European cities”, developed in the framework of LCA IWM project realization.

## 3 RESULTS AND DISCUSSION

### 3.1 Waste generation prognosis

MSW management scenarios were evaluated considering results of waste generation prognosis. Projection of waste volumes was made until 2020 without taking into account any possible waste minimization and prevention measures. For projection social-economic parameters of transition prognosis made in “Program of complex social and economical development of Irkutsk in 2008 – 2020” were used. According to get results average per capita MSW generation value lies at growth rate of 1.4 % per year or 1.6 % per year for all waste amount. Total MSW amount growth will make up almost 20 % for prognosis period and achieve 313.4 thousand tons in 2020. So, MSW quantity for landfilling will increase by 70 thousand tons annually. Forecast of MSW composition indicates trends of increasing paper and plastic percentage and reducing amounts of metal and organic waste fractions.

### 3.2 Municipal solid waste management scenarios in Irkutsk

To determine the most feasible system for Irkutsk three scenarios of Municipal Solid Waste Management Systems (MSWMSs) were developed. These scenarios are different possible to implementation options for development existed system. Environmental and social burdens and costs of considering decisions were compared with respect to current MSWMS (Scenario 1) in Irkutsk. Waste separate collection is a base of effective use of recourses and reduction of residual waste quantity demanding further treatment processes. Developed scenarios include different MSW sorting systems and different residual waste processing and/or disposal methods. The chosen waste management scenarios can be understood as stepped evolution of waste management system, i.e. the next scenarios are an extension of the previous scenario:

- Scenario 1: Temporary Storage - Collection and Transport: only one waste stream (residual waste), no source separation. Treatment - Disposal: landfilling of residual waste. This case represents the current status in Irkutsk,
- Scenario 2: Temporary Storage - Collection and Transport - separate collection of mixed dry recyclables (MDR: paper and cardboard, glass, metals, plastics and composites) and residual waste. Treatment - Disposal: sorting of mixed dry recyclables and landfilling of residual waste,
- Scenario 3: Temporary Storage - Collection and Transport - separate collection of biowaste, mixed dry recyclables and residual waste. Treatment - Disposal: composting of bio-waste, sorting of mixed dry recyclables and landfilling of residual waste and
- Scenario 4: Temporary Storage – Collection and Transport – separate collection and sorting of glass, plastic, paper and cardboard and metals Treatment – Disposal: aerobic mechanical – biological pre-treatment of the residual waste before landfilling.

### 3.3 Environmental Assessment

Environmental Assessment of MSWMS scenarios is a process of identifying and quantifying contaminant emissions released to the environment during all their life cycle. The life cycle impact results of considered waste management scenarios were generated for abiotic depletion, global warming, human toxicity, photo-oxidation, acidification, eutrophication. The comparison of environmental impacts in scenarios shows that waste treatment in scenario 1 causes the absolutely highest environmental burden in all impact categories. Intensified extent of waste treatment (and minimizing waste landfilling) leads to overall growing environmental relief in scenarios 2 to 4. It means that credits from recovery of materials surpass environmental burdens MSW management systems. Only impact categories eutrophication show relatively small environmental burden in 2 and 3 scenarios. Scenario 4 entails the highest environmental relief among all scenarios assessed (Fig 1).

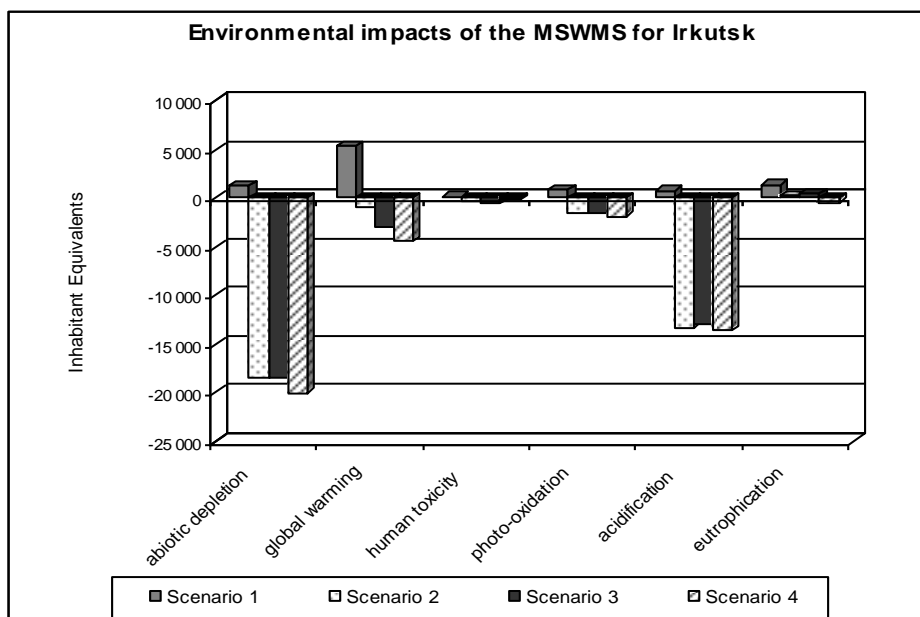


Fig.1 Environmental impacts of MSWMS for Irkutsk

### 3.4 Economic and Social Assessment

Economical sustainable waste management system is a system that operates in a manner of covering all its expenses and it expects to do so over the horizon of the analysis (Boer et al. 2005). Indicators used for Economic Assessment are Initial Capital Investment and Equivalent Annual Discounted Total Cost.

Optimization of current waste management system requires additional investment. Investment costs of MSWMS proposed in scenario 2 are two times bigger than the costs of the present system, while investments proposed in scenario 3 and 4 are three and almost 3.5 time more expensive in comparison to scenario 1, respectively. The lowest and highest equivalent annual discounted total costs show Scenario 1 (7,208,200 Euro) and Scenario 4 (20,718,501 Euro), respectively. The annual total cost of MSWMS operation for population increases from scenario 2 to scenario 4 and despite of revenue from recyclables realization it triples in scenario 4 in comparison with current system. The largest revenue from realization recyclables (glass, plastic, paper and cardboard, ferrous and non-ferrous metals) and compost earns in scenario 3 and allows reimburse 50 % of annual total cost of MSWMS operation.

Social Sustainability in Waste Management is one of main aspects of sustainability has to be considered in waste management system planning and optimization. According to fulfilled assessment of proposed scenarios social impact all social indicators may be divided into three groups: improving, worsening and stable from scenario 1 to scenario 4. Total social criteria analysis shows much lower impacts of Scenarios 3 and 4 on social sustainability of MSWMS. Scenario 4 has highest social acceptability despite of MSWMS complication.

### 3.5 Relative Impacts on sustainability

In Fig. 2 relative global impacts of scenarios are compared. They are related to baseline Scenario 1 with impact 100 %. In comparison to scenario 1, all proposed new scenarios 2 – 4 present better social acceptability, especially scenarios 3 and 4 and less environmental impact. However, development of scenarios 2 – 4 entails higher economic impacts. Comparing the above mentioned impacts on environmental, economic and social sustainability of MSWMS, Scenario 4 is recommended as the best.

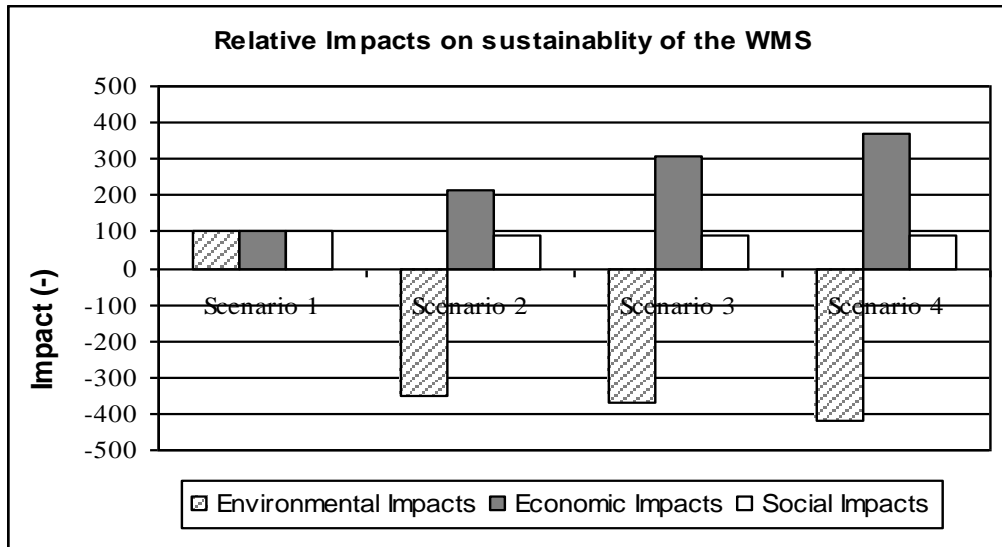


Fig. 2: Relative Impacts on sustainability of the MSWMS for Irkutsk

## 4 CONCLUSIONS

Comparing relative impacts of all proposed scenarios, combination of separate collection and recovery of recyclables and aerobic mechanical–biological pre-treatment of the residual waste before landfilling (scenario 4) seems to combine relatively high environmental profits and high social acceptability. Due to the highest investment and positive waste separate collection experience absence in Irkutsk scenario 4 implementation demands phased system complication:

- MSWMS optimization on the base of complex organization of waste flows quantity and quality management issues (100 % citizens inclusion in waste system, minimization of waste quantity to dispose on landfills, continually improving separate collection performance).
- Implementation of anaerobic MBP plant including mechanical pre-treatment with separation of hazardous waste and recyclables and biological treatment of the remaining waste prior to landfilling.

## REFERENCES

- Al-Salem, S.M. (2009) Life Cycle Assessment (LCA) of Municipal Solid Waste Management in the State of Kuwait. *European Journal of Scientific Research*, pp.395-405.
- Boer, E., Boer, J. & Jager J. (2005) *Handbook for municipal waste prognosis and sustainability assessment of waste management systems*.
- Beigl, P., Wassermann, G., Schneider, F. & Salhofer, S. (2003) Deliverable Report on D2.1: *Draft Waste Generation Prognostic Model*.
- Complex scheme of Municipal solid waste sanitary cleaning in Irkutsk (2007)
- ISO (international Organization for Standardization) no. 14040. Environmental management-Life Cycle Assessment: Principles and framework, Geneva, Switzerland.
- Pristugalova, O.A. (2007) Evaluation of product life cycle impact on environment. In: *Bulletin of Tumensk State Technical University*, pp. 152-158.

## Wertstoffe im Restabfall – Ist eine zusätzliche Wertstofftonne sinnvoll?

J. Schneider & F. Tokarski

*Justus-Liebig-Universität Gießen, Professur für Abfall- und Ressourcenmanagement, Gießen, Deutschland*

**KURZFASSUNG:** Ein Arbeitsentwurf zur Neuordnung des Kreislaufwirtschafts- und Abfallrechts des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit sieht vor, dass neben der üblichen Restmülltonne eine Wertstofftonne/ein Wertstoffsystem eingeführt werden kann. Basierend auf dieser Neuerung wurden im Zollernalbkreis (Baden-Württemberg, Deutschland) Restmüllanalysen durchgeführt, die der Frage dienen sollten, wie viele potentielle Wertstoffe noch im Restmüll enthalten sind. Die Sortierung des Restabfalls erfolgte in sieben unterschiedliche Fraktionen: Restabfall bzw. Überlauf, Metalle: NE-Metalle, FE-Metalle, PPK, Kunststoffe, LVP, Nicht-Verpackungen bzw. Stoffgleiche Abfälle, Holz (Organik), E-Schrott und EBS. Die Ergebnisse zeigen, dass 38 Gew.-% des Restabfalls der Fraktion "Wertstoffe", 5 Gew.-% der Fraktion "LVP", weitere 38 Gew.-% den Organikfraktion und nur 19 % dem eigentlichen Restabfall zugeordnet werden können. Die anderweitig verwertbaren Fraktionen Wertstoffe, Leichtverpackungen (LVP) und Bioabfall/Organik machen damit zusammen 81 Gew.-% des gesamten Hausmülls aus und bedeuten ein enormes Einsparpotential.

### 1 EINLEITUNG

Gegenwärtig wird vom zuständigen Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit ein Gesetz zur Neuordnung des Kreislaufwirtschafts- und Abfallrechts erarbeitet. Der vorliegende Arbeitsentwurf sieht u.a. vor, dass neben der Restmülltonne eine Wertstofftonne/ein Wertstoffsystem eingeführt werden kann, in das neben den Verpackungsabfällen stoffgleiche Nicht-Verpackungsabfälle eingesammelt und anschließend verwertet werden können.

Damit soll sichergestellt werden, dass gleiche Materialien – z.B. Kunststoffe – in die gleichen, möglichst höherwertigen Verwertungssysteme gelangen, was bislang nicht der Fall war bzw. ist: Die Kunststoff-Verpackung gehört in das Duale System (gelber Sack, gelbe Tonne) und wird stofflich und/oder energetisch verwertet, das Kunststoff-Spielzeug wird dagegen über die Restmülltonne thermisch beseitigt.

### 2 WERTSTOFFSYSTEM UND WERTSTOFFFRAKTION

Die Option zur Einführung eines Wertstoffsystems setzt voraus, dass die im Dualen System gesammelten Verpackungsabfälle und die wertstoffhaltigen Hausmüllanteile gemeinsam gesammelt werden, wobei durch den Gesetzgeber noch geklärt werden muss, wer letztendlich die Verantwortung für das System haben soll: die Dualen Systeme oder die öffentlich-rechtlichen Entsorgungsträger?! Unabhängig davon gewinnen die Wertstofffraktionen im Abfall mit zunehmender Verknappung natürlicher Rohstoffvorkommen – wie z.B. das Erdöl für die Kunststoffe – und wachsendem Bedarf aufgrund steigender Weltbevölkerung und sich ändernder Konsummuster in den Schwellenländern Asiens an Bedeutung.

Die Folge sind steigende Rohstoffpreise, die mittel- bis langfristig zur In-Wertstellung sekundärrohstoffhaltiger Abfälle führen werden und zu deren stofflichen Verwertung führen müssen. – Die technischen Voraussetzungen dazu sind im Regelfall vorhanden.

Folgende Kernaussagen sind in diesem Kontext zu berücksichtigen:

1. Das neue Abfallrecht ermöglicht den Kommunen die Einführung eines Wertstoffsystems zur Erfassung stoffgleicher Verpackungs- und Nicht-Verpackungsabfälle, um die werthaltigen Abfälle als sekundäre Rohstoffe höherwertig zu verwerten und nicht einfach minderwertig thermisch zu beseitigen.
2. Abfälle, die aus knapper werdenden Rohstoffen hergestellt wurden – wie. z.B. Kunststoffen, werden mit steigenden Rohstoffpreisen an Wert gewinnen.
3. Die Beseitigung werthaltiger Abfälle in der Restabfallfraktion ist teuer und im Sinne eines rohstoffbasierten Handelns nicht nachhaltig.
4. Strategien/Konzepte zur gezielten Erfassung werthaltiger Abfälle sind demgegenüber zu befürworten.

### 3 DURCHFÜHRUNG RESTMÜLLANALYSE

Der Zollernalbkreis (Baden-Württemberg, Deutschland) verfolgt das Ziel, die Einführung eines Wertstoffsystems beispielhaft zu untersuchen, um eine Entscheidungsgrundlage für das weitere Handeln zu erarbeiten.

Dabei wurden im Rahmen eines Modellversuchs in repräsentativen Modellgemeinden des Zollernalbkreises Restmülluntersuchungen durchgeführt. Die Sortierung der Grobfraction (60 – 250 mm) und des Überkorns (> 250 mm) wurde auf dem Gelände einer Abfallsortierfirma in den dort vorhandenen Sortierkabinen durchgeführt.

Die Trennung der einzelnen Fraktionen erfolgte dabei manuell durch insgesamt 8 – 10 Sortierkräfte. Aufgeteilt war die Sortierung in eine Vorsortierung, ein sich daran anschließendes Trommelsieb und eine abschließende Nachsortierung. Die sortierten Fraktionen wurden einzeln gesammelt und direkt vor Ort verwogen. Insgesamt wurden 40 cm<sup>3</sup> des Materials der Grobfraction in dieser Form untersucht.

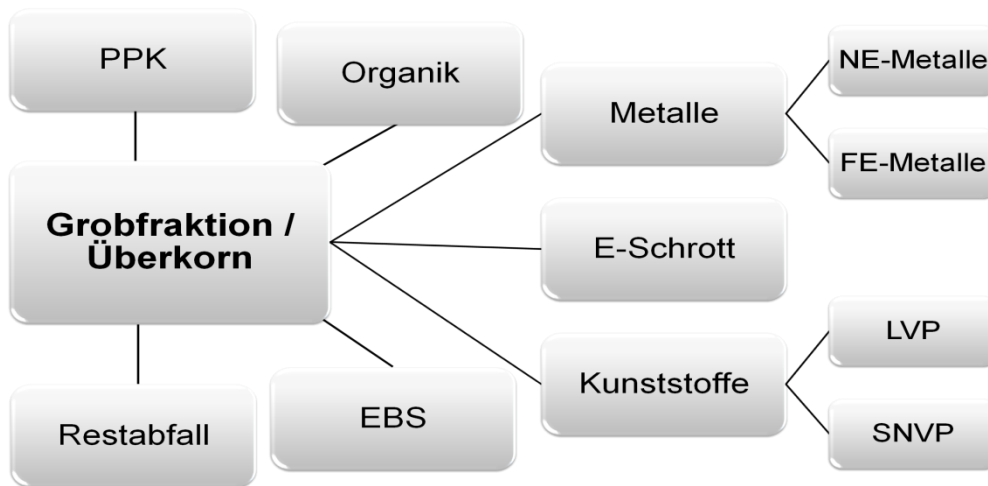


Abb. 1: Darstellung der einzelnen Sortierfraktionen der Restmüllanalyse

Diese setzten sich aus stündlich genommenen Aliquoten, welche während des gesamten Durchlaufs in der Sortieranlage regelmäßig entnommen wurden, zusammen. Unterschieden wurde bei der Sortierung in 7 verschiedene Haupt-Fraktionen (Abb. 1): Restabfall bzw.

Überlauf, Metalle (Abscheider in der Sortieranlage vorhanden), NE-Metalle, FE-Metalle, PPK, Kunststoffe, Leicht-Verpackungen (LVP) (Duale Systeme: DSD, Landbell, Interseroh, Belland etc.), Nicht-Verpackungen bzw. Stoffgleiche Abfälle, Holz (Organik), E-Schrott, EBS (Ersatzbrennstoffe).

Die Fraktion der Kunststoffe wurde nochmals unterteilt in die Fraktion „Verpackungen“, die alle Verpackungen umfassten, welche einem Dualen System zugeordnet werden. Die Fraktion der „Nicht-Verpackungen bzw. Stoffgleiche Abfälle“ dagegen umfasste alle anderen aus Kunststoff bestehenden Teile, die nicht der ersten Fraktion zugeordnet werden konnten.

Zu den „Wertstoff-Fraktionen“ bzw. den Fraktionen mit werthaltigen Inhaltsstoffen, die aussortiert werden, zählten neben den Kunststoffen noch die Fraktionen EBS, Metalle, PPK, E-Schrott und im Bereich der Organik möglicherweise enthaltenes Holz.

#### 4 ERGEBNISSE

Die Ergebnisse zeigen, dass 38 Gew.-% des Restabfalls der Fraktion "Wertstoffe", 5 Gew.-% der Fraktion "LVP", weitere 38 Gew.-% den Organikfraktion und nur 19 % dem eigentlichen Restabfall zugeordnet werden können.

Die anderweitig verwertbaren Fraktionen Wertstoffe, Leichtverpackungen (LVP) und Bioabfall/Organik machen damit zusammen 81 Gew.-% des gesamten Hausmülls aus und bedeuten ein enormes Einsparpotential. Die Fraktion "Wertstoffe" setzt sich dabei aus 62 Gew.-% EBS, 27 Gew.-% Metalle und 11 Gew.-% stoffgleiche Nicht-Verpackungen.

Der Großteil der Fraktion "Wertstoffe", von 61 Gew.-%, findet sich dabei in Sortierklassen Überkorn und Grobfraction. Die Fraktion "Organik" stellt dagegen mit 65 Gew.-% die Hauptmenge in der Mittelfraktion dar.

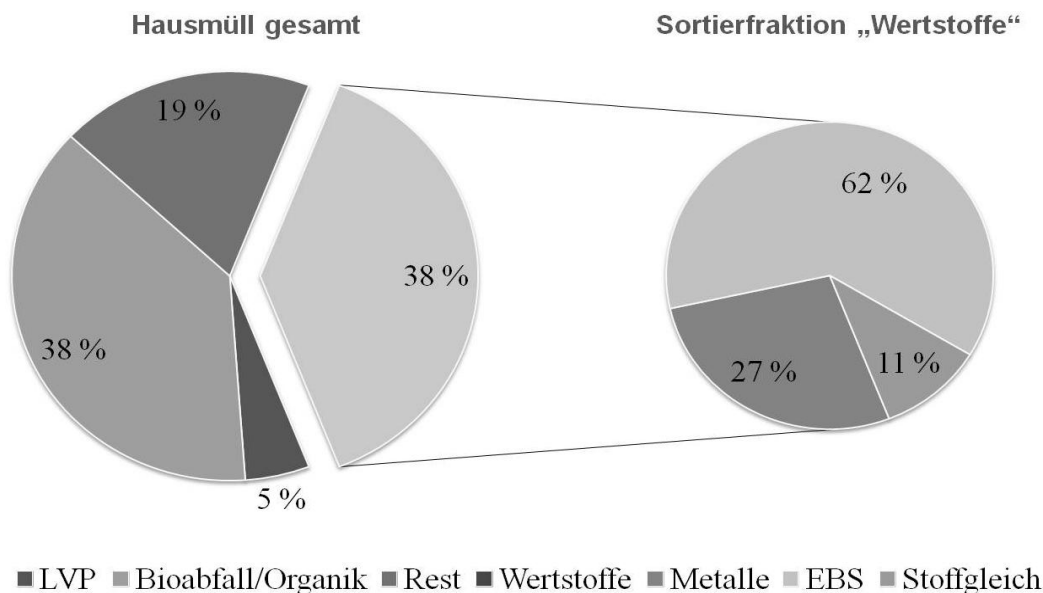


Abb. 2: Links: Zusammensetzung des gesamten Hausmülls, Rechts: Zusammensetzung der Sortierfraktion „Wertstoffe“



## 5 SCHLUSSFOLGERUNG, ZUSAMMENFASSUNG

Zusammenfassend lässt sich sagen, dass im Restabfall des Zollernalbkreises ein hohes Potential an Einsparungen steckt. Für die insgesamt mit 43 Gew.-% enthaltenen "Wertstoffe" wäre die Einführung einer speziellen Wertstofftonne sinnvoll. Daneben ist davon auszugehen, dass eine bessere Aufklärung der Bürger und eine effizientere Nutzung der Biotonne zur Entsorgung der noch im gesamten Restmüll enthaltenen 38 Gew.-% Bioabfall/Organik zu deutlichen Minderungen der Restabfallmenge und damit zu Einsparungen der Abfallgebühren insgesamt führen würde.

# Urban Mining, Ökobilanz von Recycling Baustoffen

W. Neumann

*W. Neumann Consult AG, Oberbözing, Schweiz*

M. Götze

*Sfb Bildungszentrum für Technologie und Management, Dietikon, Schweiz*

**KURZFASSUNG:** Am sfb Bildungszentrum für Technologie und Management wurde im Herbst 2011 eine Fallstudie durchgeführt, die die Umweltbelastung der Herstellung von Beton aus Recycling Baustoffen der Herstellung aus Primärmaterialien gegenüberstellt. Die Umweltbelastung der beiden Herstellverfahren wurde durch eine Produkte Ökobilanz (life-cycle-analysis) verglichen. Die an der ETH-Zürich im Auftrag des Bundesamtes für Umweltschutz entwickelte Methode der knappen Ressourcen nach Umweltbelastungspunkten, UBP, kam hierbei zum Einsatz. Es zeigte sich, dass bei ähnlichen Rezepturen mit gleich hohem Zementanteil die Umweltbelastung bei der Herstellung von Recycling-Beton nur halb so hoch ist wie die Umweltbelastung, die bei der Verwendung von Primärmaterialien entsteht. Zu der guten Bilanz des Recycling-Baustoffs trägt auch der wieder gewonnene Anteil von Bewehrungsstahl bei. Auch sind die Transportwege bei der Herstellung von Recycling Baustoffen kleiner, da die zurückgebauten Baustoffe stadtnah rezykliert und wieder eingebaut werden können. Pro Kubikmeter Recycling-Beton können 103.000 UBPs eingespart werden, was einem CO<sub>2</sub>-Äquivalent von 330 kg entspricht.

## 1 EINLEITUNG

Die Verknappung von Ressourcen hat im 21. Jahrhundert globale Ausmasse angenommen und betrifft auch die mineralischen Baustoffe in dicht besiedelten Ländern. Neben der Verknappung der Ressourcen ist noch vielmehr eine Verknappung der Senken für Abfallstoffe feststellbar.

Die logische Konsequenz aus der Verknappung von Ressourcen und Senken ist das Rezyklieren von Rohstoffen am Ende des Produkte-Lebens-Zyklus (life-cycle). Diese ökologische Leistung kann durch eine Produkte-Ökobilanz dargestellt und bewertet werden. Diese Bewertung ist eine wichtige Kundeninformation. Sie kann auch bei der Berechnung der Unternehmens-Ökobilanz herangezogen werden.

Die vorliegende Studie geht die Aufgabe der Produkte-Ökobilanz in Anlehnung an die ISO 14040 mit folgenden Schritten an:

- Festlegung eines Bilanzrahmens,
- Auswahl geeigneter Rezepturen für den Einsatz an gleichen Bauteilen,
- Beurteilung der verschiedenen Bilanzierungsmethoden und
- Auswertung der Produkte-Ökobilanz.

## 2 FESTLEGUNG DES BILANZRAHMENS

In dicht besiedelten Gebieten werden bei reger Bautätigkeit nicht nur neue Gebäude erstellt, sondern auch Alte zurückgebaut. Hierdurch bietet sich die Möglichkeit die Abbruch-Materialien zu rezyklieren und wieder als Baustoffe für Neubauten zu verwenden. Der Kreislauf wird geschlossen. Wir nennen diesen Kreislauf Urban Mining, da die Stadt selber zum Rohstofflager wird.

Daneben gibt es die traditionelle Methode eines linearen, offenen Baustoffflusses: Die Baumaterialien werden einer Kiesgrube entnommen, verbaut und nach Abriss des Gebäudes deponiert. Wir nennen diesen Prozess, den Einweg Baustoff.

Im Folgenden stellen wir die Bilanzgrenzen der beiden Prozesse anhand des Lebenszyklus des Kiesbestandteiles eines Kubikmeters Beton dar:

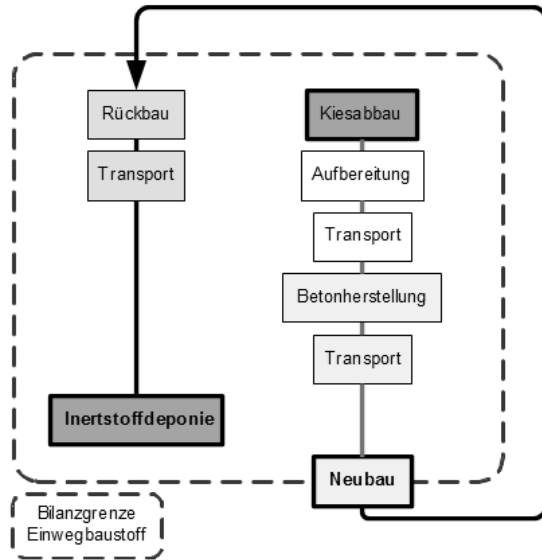


Abb. 1: Der offene Prozess des EINWEG-Baustoffs

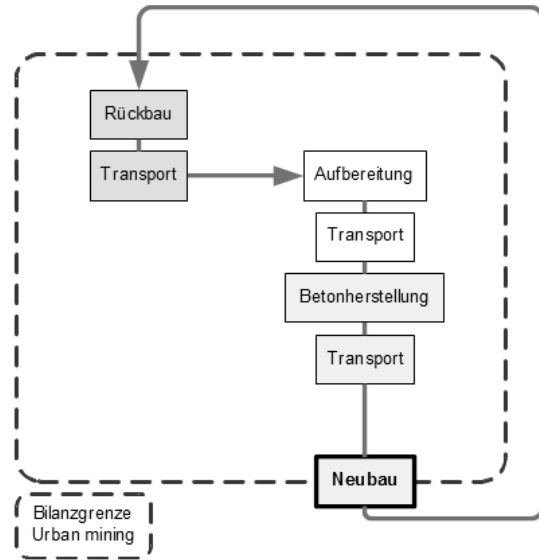


Abb. 2: Der geschlossene Prozess des UR-BAN-MINING mit Recycling-Beton

Beim offenen Prozess werden die Ressource Kiesgrube und die Senke Inertstoffdeponie beansprucht. Beim Recycling Beton kommt die Rezeptur A100C zum Einsatz, beim Einweg-Beton die Rezeptur A100. Bei beiden Rezepturen wird die gleiche Menge Zement eingesetzt. Diese Menge ist im Bezug auf den Vergleich der Ökobilanzen somit neutral und wird daher in den beiden Kreisläufen nicht dargestellt.

### 3 AUSWAHL DER REZEPTUREN

Es wurden zwei Rezepturen miteinander verglichen, die bei Konstruktionsbeton zur Anwendung kommen. Die beiden Betonarten werden also zum gleichen Zweck eingesetzt.

Tab. 1: Das Rezept der Mischungen für 1 m<sup>3</sup> Beton.

Rezepturbestandteil	Urban Mining A100C		Einweg Beton A100	
	kg/m <sup>3</sup>	%	kg/m <sup>3</sup>	%
Gesteinskörnung	1.887	78,65	1.950	79,69
Fliessmittel	1,12	0,04	0	0
Füller	15	0,63	0	0
Zement	280	11,67	280	11,44
Wasser	216	9	217	8,87

Die beiden Rezepturen weisen also den gleichen Anteil an Zement auf. Die Umweltbelastung der beiden Betonmischungen durch Zement ist also gleich.

#### 4 ÖKOLOGISCHE BEURTEILUNG DER PROZESSE

Hier stehen folgende Methoden zur Auswahl:

- die rein energetische Methode in der Einheit kWh,
- die Methode der Emission von Klima relevanten Gasen in der Einheit kg CO<sub>2</sub>-eq oder
- die Methode der knappen Ressourcen nach Umweltbelastungspunkten.

Im Folgenden stellen wir den Wirkungskreis der drei Methoden grafisch dar:

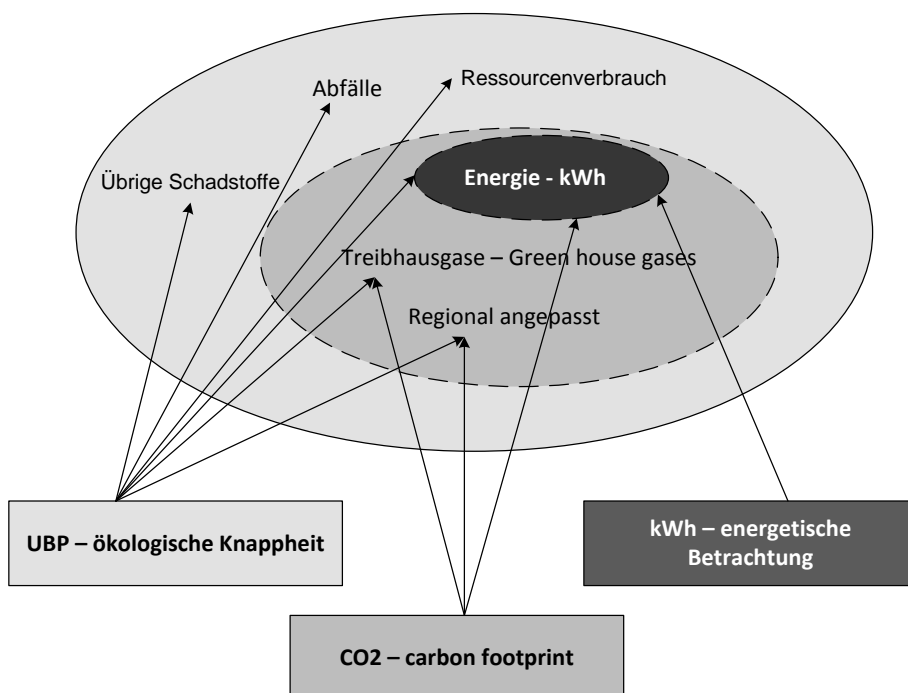


Abb. 3: Relevanzkreise der 3 Methoden zur Berechnung der Produkte-Ökobilanz.

Die reine Bilanzierung der Energie greift zu kurz, da sie die Klima-Relevanz der verschiedenen Energieverbräuche nicht erfasst. Dieser Mangel wird bei der CO<sub>2</sub>-Bilanz (Carbon Footprint) behoben, jedoch wird hier die Knappheit der Ressourcen nicht bewertet.

Da jedoch hier vorwiegend mineralische Rohstoffen bilanziert werden, muss die Methode der ökologischen Knappheit angesetzt werden.

#### 5 AUSWERTUNG DER PRDUKTE-ÖKOBILANZ

Die Bewertung der Umweltbelastung nach der Methode der Ressourcen Knappheit zeigt klar, dass die Herstellung von Beton aus wiederaufbereiteten Rohstoffen die Umwelt nur halb so stark belastet wie der Beton aus Primärmaterial. Hierbei kommt auch die Wiedergewinnung des Armierungsstahls zum Tragen.

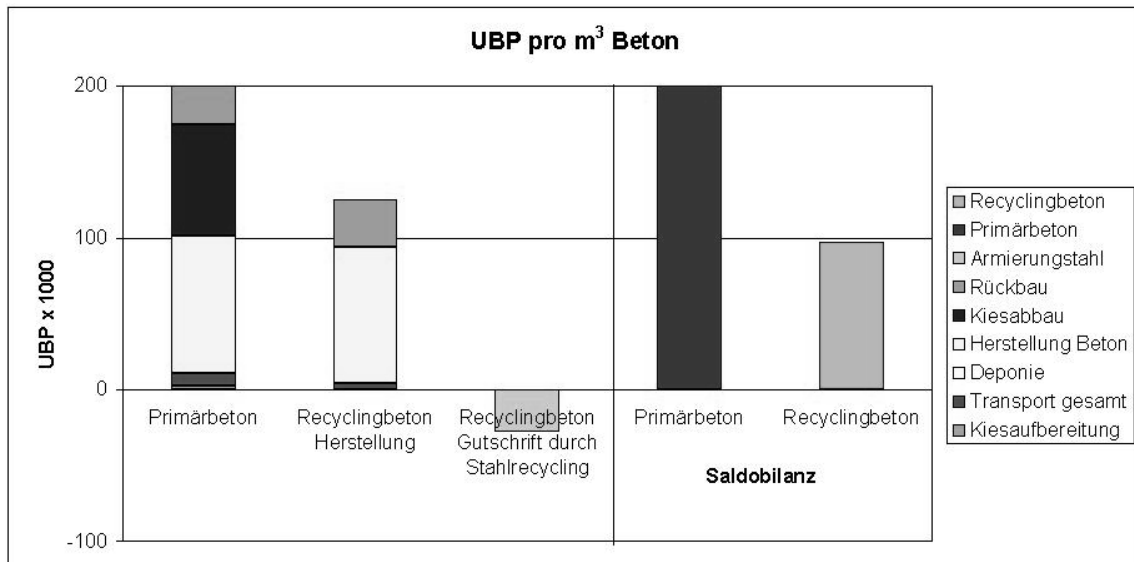


Abb. 4: Umweltbelastung von Einweg-Beton vs. Recycling-Beton

## 6 SCHLUSSFOLGERUNG, ZUSAMMENFASSUNG

In der Produkte-Ökobilanz nach der Methode der knappen Ressourcen nach Umweltbelastungspunkten, UB<sub>P</sub>, zeigt sich die Ressourcenschonung des Recycling-Baustoffs nach URBAN MINING deutlich. Durch die Methode ist ein Instrument geschaffen, mit der Herstellverfahren, die knappe Ressourcen wiedergewinnen und/oder schonend einsetzen deutlich als umweltschonend ausgewiesen werden können. Diese Methode ist somit wesentlich umfassender als nur die CO<sub>2</sub>-Bilanz, die sich auf die Bilanzierung klimaschädlicher Abgase beschränkt. Durch die Anwendung der UB<sub>P</sub> können Produkt-Ökobilanzen umfassend erstellt und kommuniziert werden.

# Einfluss der sozialen Bedingungen auf den spezifischen Müllanfall in Chile

R. Navia, C. Bornhardt, S. Salvo & C. Albers  
*Universidad de La Frontera, Temuco, Chile*

R. Moldenhauer  
*Bioaqua LTDA, Temuco, Chile*

**KURZFASSUNG:** Ziel der Arbeit war, den Hausmüllanfall aus privaten Haushalten der Stadt Coyhaique im Süden Chiles zu charakterisieren. Dafür wurde der Hausmüll vor Ort in drei Kategorien klassifiziert und während einer Woche differenziert gewogen. Die Ergebnisse wurden mit anderen vorliegenden sozialen Variablen korreliert, um verschiedene Vorhersagemodelle der Müllmenge zu entwickeln. Es wurde festgestellt, dass der spezifische Hausmüllanfall umgekehrt mit der Bewohneranzahl korreliert: in Haushalten mit ein oder zwei Bewohnern wurden 1,1 kg Müll pro Person am Tag erzeugt, während in Haushalten mit mehr als drei Bewohnern nur 0,41 kg Müll pro Person am Tag erzeugt wurden. Die besten Ergebnisse zur Vorhersage der Müllmenge wurden mit Modellen anhand der Bewohneranzahl und der sozialen Einstufung (standardisierte chilenische soziale Kartei) der Bewohner erreicht. Anhand der Ergebnisse wurde ein Vorschlag für ein differenziertes Müllabfuhrtarifsystem entwickelt, wobei jeder Haushalt je nach Bewohneranzahl einen festen Betrag zu zahlen hat.

## 1 EINLEITUNG

Laut chilenischem Gesetz liegt die Verantwortung des gesamten städtischen Abfallmanagements bei der Gemeindeverwaltung, welche jedoch in den meisten Fällen eine dritte Privatfirma unter Vertrag nimmt. Oftmals werden diese Verträge ohne detaillierte Kostenschätzung über globale Jahressummen gehandelt, wobei die Kosten der Abfallbewirtschaftung im Mittel 30 % des Jahresbudgets der Gemeinde darstellen. Auch wenn aus rechtlicher Sicht die Gemeindeverwaltung direkte Gebühren festlegen könnte, ist dieses sehr wenig verbreitet, da die Verwaltungskosten oft unangemessen hoch sind. Üblicherweise werden die Abfallgebühren indirekt über die Grundsteuern eingeholt, wobei gesetzlich festgelegt ist, dass Grundbesitze mit einem Schätzwert von unter ca. Euro 10.000,- von der Abfallgebühr befreit sind. Dieses bedeutet für die Stadt Coyhaique (ca. 40.000 Einwohner), dass 55 % der Bevölkerung keine Abfallgebühren zahlen muss, so dass in der Praxis weniger als 10 % der gesamten Abfallbewirtschaftungskosten (ca. Euro 700.000,- im Jahr) über die Abfallgebühren eingeholt werden können. Darüber hinaus bestand keinerlei Information über die Zusammensetzung des Hausmülls und die Variablen, welche die erzeugte Abfallmenge in den verschiedenen Haushalten beeinflussen.

Demzufolge war die Charakterisierung des Hausmüllanfalls aus privaten Haushalten der Stadt Coyhaique das Ziel dieser Arbeit, um verschiedene Vorhersagemodelle der spezifischen pro-Kopf erzeugten Tagesmüllmenge zu entwickeln, und die hierfür statistisch signifikanten sozialen Variablen zu identifizieren.

## 2 ARBEITSMETHODEN

Anfangs wurde eine grosse Anzahl von sozialen Daten der verschiedenen Haushalte aus unterschiedlichen Quellen gesammelt, systematisiert und in ein Geographisches Informationssystem eingebunden. Über eine statistische Clusteranalyse wurden in Bezug auf die Variable „soziales Niveau“ relativ homogene Häuserblocks oder städtische Bezirke identifiziert, aus denen stichprobenmässig Haushalte ausgewählt wurden, in welchen dann die Abfallmenge und Zusammensetzung charakterisiert wurden. Hierfür wurden die Bewohner kurzfristig geschult, um den

Hausmüll in folgende drei Fraktionen zu unterteilen: organische/kompostierbare Stoffe (Gemüse- und Obstreste, Asche), recyclebare Stoffe (Papier, Kunststoffe, Metalle, Glas, Holz), und andere Stoffe. Die Menge der drei Fraktionen wurde während einer Woche täglich von freiwilligen Mitarbeitern der Gemeindeverwaltung vorort gewogen. Über unterschiedliche statistische Regressionsmethoden wurden folgende unabhängige Variablen als Kausalgrößen für den spezifischen pro-Kopf Müllanfall untersucht:

- BA: Anzahl der Bewohner eines Haushalts,
- SWG: Steuerlicher Schätzwert des Grundbesitzes (inkl. Gebäude),
- MEB: Mittleres monatliches Einkommen der Bewohner des Haushalts,
- ESV: Stromverbrauch,
- TWV: Trinkwasserverbrauch,
- BF: Bebaute Fläche (m<sup>2</sup>) auf dem Grundstück und
- PSK: soziale Einstufung (Punktzahl der standardisierten chilenischen sozialen Kartei).

### 3 ERGEBNISSE

Tab. 1 stellt eine Zusammenfassung der relevanten Ergebnisse der erhobenen Datensätze dar. Der arithmetische Mittelwert für die spezifische Abfallgesamtmenge ist 0,55 kg/Person/Tag. Aus der Tabelle ist jedoch ersichtlich, dass für Haushalte mit unterschiedlichen Bewohneranzahlen (BA) deutliche Unterschiede auftreten: bei weniger Bewohnern ist die pro-Kopf Müllproduktion höher. Die Aufteilung in die unterschiedlichen BA-Kategorien resultiert aus der signifikant statistischen Auswertung nach hierarchischer Segmentierung (Lévy & Varela 2003).

Tab. 1: Zusammenfassung der relevanten Ergebnisse, nach statistischer Auswertung

Bewohneranzahl (BA) (Personen)	Anteil der Haushalte mit dieser BA (%)	Spezifische Abfallgesamtmenge <sup>1</sup>	Kompostierbare Fraktion (%)	Recyclebare Fraktion (%)	Rest Fraktion (%)
1 bis 2	28,17	1,10	46,92	26,55	26,53
3	23,53	0,58	59,18	20,41	20,41
4 bis 7	46,20	0,41	53,21	23,40	23,29

<sup>1</sup> kg/Person/Tag

Zur Vorhersage der spezifischen Abfallgesamtmenge zeigten sich die Variablen „soziale Einstufung“ (PSK) und „Bewohneranzahl“ (BA) als statistisch relevant. Aus anderen Studien ist bekannt, dass die spezifische Abfallmenge direkt mit dem sozialen Niveau korreliert (Bach et al. 2003). Da die PSK jedoch nicht für jeden Haushalt zur Verfügung steht, wird vorgeschlagen, das Vorhersagemodell über die Variable BA zu steuern.

Aus den Daten geht darüber hinaus hervor, dass eine Mülltrennung im Haushalt die zu deponierende Abfallmenge bis zu 80 % reduzieren könnte. Dies setzt jedoch voraus, dass eine getrennte Abfallsammlung eingeführt werden müsste, was bisher in Chile noch nicht üblich ist. Recycling von Papier, Glas, Metalle, usw. wird im Moment nur über informelle Wege durchgeführt.

Anhand der Ergebnisse wurde ein Vorschlag für ein differenziertes Müllabfuhrtarifsystem entwickelt, wobei jeder Haushalt je nach Bewohneranzahl einen festen Betrag zu zahlen hat, der jedoch zugleich von der spezifischen Abfallmenge der jeweiligen BA-Kategorie abhängig ist.

### LITERATUR

- Bach, H., Mild, A., Natter, M. & Weber, A. (2003) Combining socio-demographic and logistic factors to explain the generation and collection of waste paper. *Conservation and Recycling* 41, 65-73.
- Lévy, J.P. & Varela, J. (2003) *Análisis multivariante para las Ciencias Sociales*. Madrid, Spain: Pearson-Prentice Hall.

# Anmerkungen zur Anwendung der BVT-Dokumente bei der Abfallverbrennung

U. Richers

*Karlsruher Institut für Technologie (KIT), Karlsruhe, Deutschland*

**KURZFASSUNG:** Auf europäischer Ebene wird aufgrund der neuen Richtlinie über Industrieemissionen die Anwendung der besten verfügbaren Technologien vorgeschrieben. Diese Änderung hat in Deutschland Diskussionen über die Grenzwerte für Abfallverbrennungsanlagen initiiert. Die vorgesehene Herabsetzung der Grenzwerte erfordert zum Teil technische Nachrüstungen, die mit einem erhöhten Aufwand an Ressourcen und Energiebedarf verknüpft sind. Zunächst wird am Beispiel der Stickoxidemissionen der sehr geringe Beitrag der Abfallverbrennung im Vergleich zum Verkehrs- oder Kraftwerkssektor aufgezeigt. Ein Vergleich zeigt ferner, dass die Entstickungsanlagen an Abfallverbrennungsanlagen in Bezug auf Ressourcennutzung und Energiebedarf in der Regel nicht so effektiv sind wie an Kraftwerken. Für eine effektivere Minderung der Stickoxidemissionen wird ein sektorübergreifender Ansatz abgeleitet, in dem nicht die Entstickungsanlagen der Abfallverbrennung aufgerüstet werden, sondern die entsprechende Technik an Kraftwerken in Form einer Dienstleistung genutzt wird. Derzeit stehen sektorübergreifenden Ansätzen allerdings rechtliche Einschränkungen gegenüber.

## 1 EINLEITUNG

In den europäischen Staaten basieren nationale Vorschriften für öffentliche Bereiche und Industriesektoren verstärkt auf europäischen Vorgaben, die in der Regel als Richtlinien von der Europäischen Union erlassen werden. Richtlinien sind anschließend innerhalb festgelegter Fristen in nationales Recht zu überführen, so dass neue Richtlinien oder Aktualisierungen stets Veränderungen nationaler Vorschriften zur Folge haben.

Im November 2010 wurde die europäische Richtlinie über Industrieemissionen (EU 2010) erlassen, die sowohl die Richtlinie über die integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung (IVU-Richtlinie) (EU 1996) als auch Sektorrichtlinien, wie z. B. die Richtlinien über Abfallverbrennung (EU 2000) oder Großfeuerungsanlagen (EU 2001) ersetzt. Die Vorschriften und Grenzwerte aus den einzelnen Sektorrichtlinien wurden weitgehend in die neue IE-Richtlinie übernommen.

Eine Änderung ergibt sich allerdings bei der Bedeutung der sogenannten Referenzdokumente für die besten verfügbaren Techniken (BVT-Dokumente). Diese Dokumente werden - initiiert im Rahmen der IVU-Richtlinie als sogenannter Sevilla-Prozesses - nach einem festgelegten Schema von Vertretern der EU-Mitgliedsstaaten, Fachleuten aus den betroffenen Industriesektoren sowie Umweltverbänden erarbeitet und öffentlich zugänglich gemacht. Die BVT-Dokumente beziehen sich auf einzelne Industriesektoren und halten neben einem europaweiten Informationsaustausch eine Zusammenstellung der leistungsfähigsten Umweltschutztechnologien fest.

Die Emissionsgrenzwerte in einer behördlichen Genehmigung für eine technische Anlage mussten sich entsprechend der alten IVU-Richtlinie lediglich auf die BVT-Dokumente stützen; eine bestimmte Technik wurde nicht gefordert. In der neuen Richtlinie über Industrieemissionen (EU 2010) wird dagegen die verbindliche Anwendung der in den BVT-Dokumenten festgelegten Standards für Genehmigungsauflagen gefordert.



Aufgrund dieser Änderungen in den europäischen Vorschriften wird in Deutschland erneut über eine Verschärfung der Grenzwerte für Abfallverbrennungsanlagen diskutiert. Eine weitere Ursache für diese Diskussion stellen deutliche Unterschreitungen der existierenden Grenzwerte in (17. BImSchV 2003) dar, die von modernen Abfallverbrennungsanlagen bei einigen Schadstoffen erreicht werden.

Ein Entwurf für eine Novelle der Verordnung über die Verbrennung von Abfällen (17. BImSchV 2003) wurde bereits erarbeitet. Die beabsichtigten Änderungen führen voraussichtlich zu Nachrüstungen an 39 deutschen Abfallverbrennungsanlagen (BMU 2012).

## 2 PROBLEMSTELLUNG

Im Rahmen der Diskussion über Emissionen aus Abfallverbrennungsanlagen wird sehr oft übersehen, dass in der Vergangenheit in dieser Hinsicht sehr große Fortschritte erzielt worden sind. Ergänzend ist zu beachten, dass eine Herabsetzung von Grenzwerten mit erweiterten Aufwendungen für Betriebsmittel und die Verfahrenstechnik einschließlich steigendem Energiebedarf einhergeht.

Folglich ist zunächst die Frage zu klären, was eine weitere Verschärfung der Emissionsgrenzwerte von Abfallverbrennungsanlagen an ökologischen Vorteilen für die Umwelt im Vergleich zu den Gesamtemissionen aus allen Industriesektoren erbringt.

Außerdem ist vor dem Hintergrund der Energie- und Ressourceneffizienz zu untersuchen, ob die durch eine Grenzwertverschärfung bedingten Mehraufwendungen an Abfallverbrennungsanlagen in anderen Industriesektoren nicht größere Beiträge zum Umweltschutz bewirken könnten. Hinter dieser Frage steht eine erweiterte Denkweise, die von dem bisher sehr stark sektorenbezogenen Umweltschutz zu sektorübergreifenden Ansätzen führt.

In der vorliegenden Arbeit werden die angesprochenen Fragestellungen am Beispiel der Stickoxidemissionen aus Abfallverbrennungsanlagen und Kraftwerken näher untersucht.

## 3 NO<sub>x</sub>-EMISSIONEN AUS DER ABFALLVERBRENNUNG

Wie bei vielen anderen Verbrennungsprozessen entstehen bei der Abfallverbrennung in Rostfeuerungen die Stickoxide NO und NO<sub>2</sub> als unerwünschte Nebenprodukte; im Zusammenhang mit Emissionsgrenzwerten erfolgt in der Regel eine Umrechnung auf NO<sub>2</sub>. Für Aussagen zu den Auswirkungen einer weiteren Herabsetzung der NO<sub>2</sub>-Emissionsgrenzwerte müssen zunächst die aus Abfallverbrennungsanlagen emittierten NO<sub>2</sub>-Mengen bestimmt und anschließend mit den Gesamtemissionen aus allen Industriesektoren verglichen werden.

Eine exakte Berechnung der NO<sub>2</sub>-Emissionen auf Basis der emittierten Mengen von den einzelnen Standorten gelingt allerdings nicht. Es liegen zwar zu den meisten Standorten Informationen zu der verbrannten Abfallmengen und der mittleren NO<sub>2</sub>-Konzentration im Rauchgas vor, aber es fehlen exakte Daten zu den entsprechenden Rauchgasvolumenströmen. Die aus der Abfallverbrennung emittierten NO<sub>2</sub>-Mengen müssen folglich mit Hilfe der insgesamt verbrannten Abfallmenge und durchschnittlichen Angaben errechnet werden.

In Deutschland werden derzeit 69 Abfallverbrennungsanlagen (Richers 2010) betrieben, in denen pro Jahr 19,6 Mio. Tonnen Abfall verbrannt werden. Außerdem wurde in den vergangenen Jahren die Verbrennungskapazität von Sekundärbrennstoffkraftwerken in Deutschland stetig ausgebaut, so dass bis Ende 2012 insgesamt 32 Anlagen mit einer jährlichen Verbrennungskapazität von 5,4 Mio. Tonnen (UBA 2011a) zur Verfügung stehen. Für die Berechnung wird ferner von einem durchschnittlichen Rauchgasvolumen von 5000 Nm<sup>3</sup>(tr)/Tonne ausgegangen. Abb. 1 zeigt den Zusammenhang zwischen der NO<sub>2</sub>-Konzentration im Rauchgas und den von Abfallverbrennungsanlagen einschließlich Sekundärbrennstoffkraftwerken emittierten NO<sub>2</sub>-Gesamtmengen.

Im ungereinigten Rauchgas einer Abfallverbrennungsanlage sind nach (VDI 2002) maximal 400 NO<sub>2</sub> mg/Nm<sup>3</sup> zu erwarten, so dass entsprechend Abb. 1 ohne Rauchgasreinigungsmaßnahmen jährlich etwa 50.000 Tonnen NO<sub>2</sub> aus Abfallverbrennungsanlagen in die Atmosphäre abgegeben werden würden.

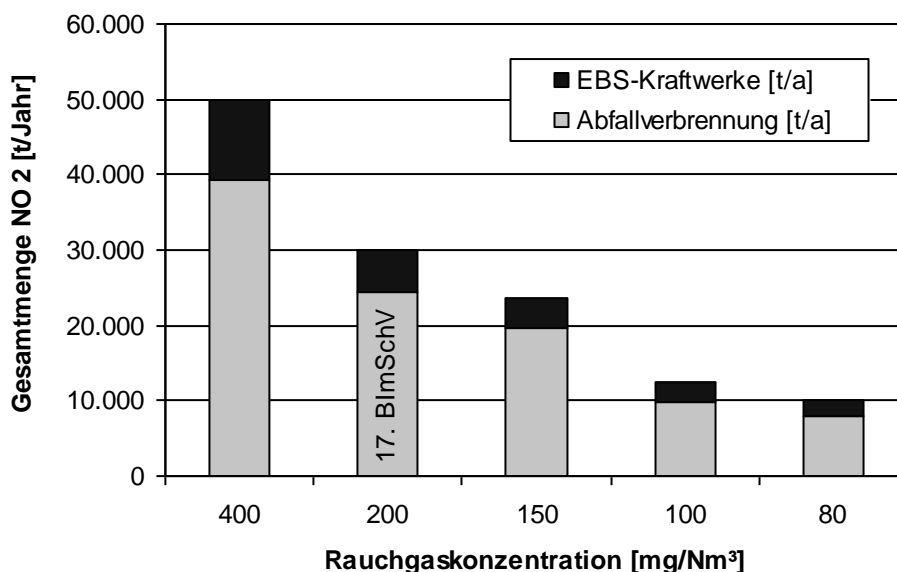


Abb. 1: NO<sub>2</sub>-Gesamtemissionen in Abhängigkeit von der NO<sub>2</sub>-Konzentration im Rauchgas

In Deutschland existieren relativ viele Abfallverbrennungsanlagen mit sehr leistungsfähigen Rauchgasreinigungsanlagen, deren NO<sub>2</sub>-Konzentrationen im Rauchgas unter 100 mg/Nm<sup>3</sup> liegen. Auf der anderen Seite wurden neuere Anlagen mit einfacherer Rauchgasreinigungstechnik ausgestattet, so dass lediglich eine sichere Einhaltung des Emissionsgrenzwertes der 17. BImSchV von 200 mg/Nm<sup>3</sup> (Tagesmittelwert) möglich ist. Folglich ist davon auszugehen, dass die emittierte NO<sub>2</sub>-Gesamtmenge im Bereich zwischen 10.000 und 20.000 Tonnen pro Jahr liegt.

Für einen Vergleich der von Abfallverbrennungsanlagen emittierten NO<sub>2</sub>-Menge mit den NO<sub>2</sub>-Gesamtemissionen aus allen Industriesektoren und dem privaten Bereich werden Daten vom deutschen Umweltbundesamt herangezogen, die für Berichtspflichten im Rahmen internationaler Abkommen ermittelt werden. Nach (UBA 2012, UBA 2011b) wurden im Jahr 2010 insgesamt 1.319.000 Tonnen NO<sub>2</sub> emittiert. Die größten Anteile an dieser Menge stellen die Sektoren Verkehr (600.000 Tonnen) und die Energiegewinnung (ca. 300.000 Tonnen) dar. Diese Verteilung gilt auch für die Situation Ende der 80er Jahre (Kolar 1990).

Als Ergebnis aus dem Vergleich ist festzustellen, dass die NO<sub>2</sub>-Emissionen aus der Abfallverbrennung im Vergleich zu den gesamten NO<sub>2</sub>-Emissionen nur eine sehr geringe Menge darstellen. Selbst ohne Maßnahmen zur Abtrennung von NO<sub>2</sub> aus dem Rauchgas an Abfallverbrennungsanlagen würden die emittierten Mengen im Bereich um 3,5 % der Gesamtmenge liegen. Legt man die jährliche NO<sub>2</sub>-Menge von 10.000 bis 20.000 Tonnen aus den Abfallverbrennungsanlagen zugrunde, so stellt diese lediglich einen Anteil zwischen 0,8 und von 1,5 % an den NO<sub>2</sub>-Gesamtemissionen dar.

Eine weitere Absenkung der Grenzwerte, verbunden mit Nachrüstmaßnahmen an voraussichtlich 39 Standorten, würde zu einer Minderung der emittierten NO<sub>2</sub>-Mengen führen, aber positive Effekte auf die Umwelt durch geringere Immissionen dürften nicht nachweisbar sein.

#### 4 ÜBERLEGUNGEN ZUR EFFIZIENZ BEI DER ENTSTICKUNG

Für eine Betrachtung von Maßnahmen zur Stickoxidminderung an Abfallverbrennungsanlagen vor dem Hintergrund der Ressourcen- und Energieeffizienz ist eine kurze Erläuterung der technischen Verfahren notwendig. In großtechnischen Abfallverbrennungsanlagen haben sich neben Primärmaßnahmen im Bereich der Feuerung als sekundäre Minderungstechniken das selektive nicht-katalytische Verfahren (SNCR) und das selektive katalytische Verfahren (SCR) etabliert.

Das SNCR-Verfahren erfordert Betriebstemperaturen in einem Temperaturbereich zwischen 850 und 950 °C; die in Abfallverbrennungsanlagen im ersten Kesselzug vorliegen. Für die chemische Reduktion der Stickoxide wird in der Regel NH<sub>3</sub> oder Harnstoff in den Rauchgasstrom eingedüst. Nebenreaktionen, insbesondere die Oxidation von NH<sub>3</sub>, erfordern eine Zugabe der Reduktionsmittelmenge im Überschuss. Mit zunehmender Stickoxidreduktion steigt der Reduktionsmittelbedarf nicht linear, sondern exponentiell an (Dittrich 2002).

Für das SCR-Verfahren werden die gleichen chemischen Hilfsstoffe eingesetzt, allerdings liegt die Reaktionstemperatur im Bereich um 250 °C. Die SCR-Anlage an Abfallverbrennungsanlagen ist zum Schutz des Katalysators in der Regel am Ende der Rauchgasreinigung angeordnet, so dass eine Wiederaufheizung der Rauchgase erforderlich wird. Die Wiederaufheizung erfolgt durch Gasbrenner oder Dampfvorwärmer, ergänzt durch Wärmetauscher. Aufgrund der geringeren Betriebstemperaturen ist bei der Reduktionsmittelzugabe kein Überschuss erforderlich. Weitere Informationen zu Stickoxidsminderungstechniken können der Literatur (Beckmann 2011, Köser 1992, Kolar 1990, Dittrich 2002) entnommen werden.

Ältere Abfallverbrennungsanlagen in Deutschland sind sehr oft mit einem SCR-Verfahren ausgerüstet, an neueren Anlagen wird aufgrund der niedrigeren Investitionskosten in der Regel eine SNCR-Anlage installiert.

Stickoxide entstehen auch bei der Stromerzeugung in Kraftwerken. Als Minderungstechnologie hat sich an Kraftwerken der Einsatz der SCR-Technik durchgesetzt. Ein wesentlicher Unterschied existiert allerdings bei der Anordnung der SCR-Anlage: In Kraftwerken ist der Katalysator direkt nach dem Kessel angeordnet, so dass die Temperatur der Rauchgase ohne Wiederaufheizung für den Betrieb ausreicht. Folglich sind der Energiebedarf und der verfahrenstechnische Aufwand geringer.

Diese kurze Ausführung zeigen, dass die SNCR und SCR-Anlagen an Abfallverbrennungsanlagen die Effizienz der SCR-Anlagen an Kraftwerken nicht erreichen können: Abfallverbrennungsanlagen mit SNCR-Technologie weisen einen höheren Reduktionsmittelverbrauch und damit Ressourcenbedarf auf, der Einsatz der SCR-Technologie verursacht durch die Wiederaufheizung einen höheren Energiebedarf. Ein genauere Vergleich (Walk 2008) bestätigt energetische Vorteile für das SNCR-Verfahren.

Für einen an Klimaschutz, Energie- und Ressourceneffizienz ausgerichteten Umweltschutz ist auch ein optimaler Einsatz der verfahrenstechnischen Anlagen und der Betriebsmittel notwendig. Um die gewünschte Minderung der Stickoxidemissionen optimal zu erreichen, könnte an Stelle einer Grenzwertabsenkung an Abfallverbrennungsanlagen ein sektorübergreifender Ansatz zwischen der Abfallverbrennung und der Energieversorgung eine Lösung darstellen. Dieser sektorenübergreifende Ansatz wird in Abb. 2 schematisch der bisherigen lediglich sektoralen Betrachtung gegenübergestellt.

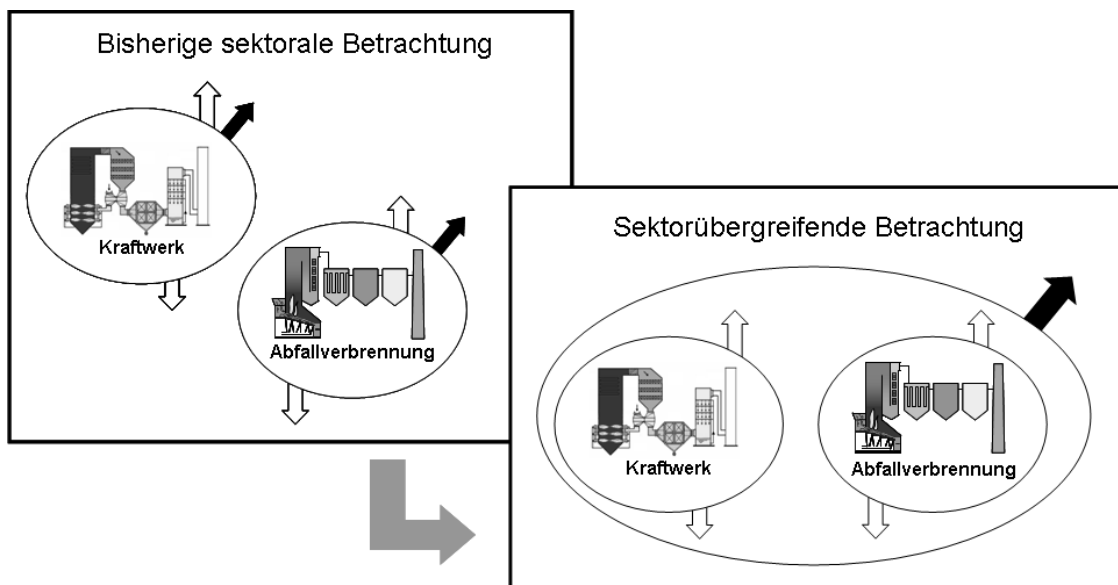


Abb. 2: Veränderungen durch Übergang zu einem sektorübergreifenden Ansatz

Für die Vermeidung von Stickoxidemissionen werden die effektiveren SCR-Anlagen an Kraftwerken herangezogen, die von Kraftwerksbetreibern als zu vergütende Dienstleistung angeboten werden.

Weitere Vorteile ergeben sich bei dem sektorübergreifenden Ansatz durch die nicht mehr erforderlichen Nachrüstungen, die mit Materialaufwand, Flächenverbrauch und Investitionskosten verbunden sind. Außerdem verringert sich der Aufwand für Transporte, denn dass Reduktionsmittel  $\text{NH}_3$  wird an Abfallverbrennungsanlagen als wässrige Lösung (25 %, Straßentransport), in Kraftwerken dagegen als komprimiertes Gas (Schienentransport) eingesetzt.

Diesem sektorübergreifenden Ansatz steht allerdings derzeit die Definition einer Anlage entgegen. In (EU 2010) ist eine Anlage als eine ortsfeste technische Einheit beschrieben, in der eine oder mehrere Tätigkeiten mit Auswirkungen auf die Umwelt durchgeführt werden. Die Grenzwerte in der europäischen Richtlinie werden somit nur auf eine Anlage bezogen. Dem entsprechend ist der oben vorgeschlagene und im Sinn von Ressourcen- und Energieeffizienz vorteilhafte Ansatz zurzeit noch nicht umsetzbar.

## 5 ZUSAMMENFASSUNG

In Europa haben Richtlinien und andere Vorgaben der Europäischen Union einen immer größeren Einfluss auf nationale Gesetze und Vorschriften. Aktuell wird in Deutschland aufgrund der neuen Richtlinie über Industrieemissionen über die Grenzwerte bei Abfallverbrennungsanlagen diskutiert, denn die auf europäischer Ebene erstellten BVT-Dokumente für die besten verfügbaren Techniken haben eine größere Bedeutung bekommen.

Vor diesem Hintergrund wurden in der vorliegenden Arbeit die Stickoxidemissionen aus der Abfallverbrennung berechnet. Es wurde festgestellt, dass die Stickoxidemissionen aus der Abfallverbrennung nur 0,8 bis 1,5 % zu der Stickoxidgesamtmenge aus allen Industriesektoren beitragen. Die größten Mengen werden durch den Verkehrssektor und die Energieerzeugung emittiert. Es ist davon auszugehen, dass eine weitere Herabsetzung der Emissionsgrenzwerte bei der Abfallverbrennung keine nachweisbaren Effekte auf die Immissionen und die Umwelt hat.

Die Diskussion der im Bereich der Abfallverbrennung eingesetzten Verfahren zur Minderung von Stickoxidemissionen zeigte, dass die SCR-Technik im Vergleich zum SNCR-Verfahren einen geringeren Hilfschemikalienbedarf und damit einen geringen Ressourcenbedarf hat. Andererseits ist der Energieaufwand für das SNCR-Verfahren geringer.

Interessant sind diese Erkenntnisse im Kontext mit den Kriterien zur Bestimmung für die Ermittlung der besten verfügbaren Techniken, denn die Menge der jeweiligen Emissionen, der Verbrauch an Rohstoffen und die Energieeffizienz sind zu berücksichtigen (EU 2010).

Als eine mögliche Lösung für eine an Energie- und Ressourceneffizienz orientierte Abscheidung von Stickoxiden wurde ein sektorübergreifender Ansatz zwischen der Abfallverbrennung und der Energieerzeugung entwickelt. Zur weiteren Vermeidung von Stickoxidemissionen von Abfallverbrennungsanlagen werden in Form einer zu vergütenden Dienstleistung die SCR-Anlagen an Kraftwerken herangezogen. Die SCR-Anlagen an Kraftwerken erfordern keine Wiederaufheizung der Rauchgase und können somit effizienter betrieben werden als die SCR-Anlagen an Abfallverbrennungsanlagen.

Durch diesen sektorübergreifenden Ansatz kann mit geringerem Energieaufwand bei einer definierten Reduktionsmittelmenge (d.h. gleichem Ressourceneinsatz) eine größere Stickoxidmenge abgeschieden werden. Ergänzend werden keine Aufwendungen für eine Nachrüstung der bestehenden Anlagen erforderlich.

Sektorenübergreifende Ansätze sind nicht auf Stickoxide und Abfallverbrennungsanlagen bzw. Kraftwerke begrenzt. Eine Anwendung auf andere Schadstoffe und andere Industriesektoren ist denkbar, wurde im Rahmen der durchgeführten Arbeiten aber nicht berücksichtigt. Aufgrund der Definition von technischen Anlagen in der europäischen Richtlinie über Industrieemissionen und anderen Rechtsvorschriften können sektorübergreifende Ansätze im Sinn von Ressourcenschutz und Energieeffizienz zurzeit nicht umgesetzt werden. Die Möglichkeiten einer zukünftigen Nutzung hängen von politischen Entscheidungen ab.

## LITERATUR

17. BImSchV (2003) Verordnung über die Verbrennung und die Mitverbrennung von Abfällen, Siebzehnte Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes. 14. August 2003.
- Beckmann (2011) Beschreibung unterschiedlicher Techniken und deren Entwicklungspotentiale zur Minderung von Stickoxiden im Abgas von Abfallverbrennungsanlagen und Ersatzbrennstoffkraftwerken hinsichtlich Leistungsfähigkeit, Kosten und Energieverbrauch. Umweltbundesamt. Texte 71/2011. Nur über Download verfügbar: <http://www.uba.de/uba-info-medien/4196.html>.
- BMU (2012) Antwort der parlamentarischen Staatssekretärin im BMU auf die Anfragen 6/248 und 6/249 vom 27. Juni 2012.
- Dittrich, R. & Nowag, R. (2002) Vergleichende Beurteilung und Abscheideleistung von SNCR-/SCR-Technik. VDI Wissensforum. *BAT-und preisorientierte Dioxin-/Rauchgasreinigungstechniken 2002*. Seminar 435914. München, 19. bis 20.09.2002.
- EU (1996) *Richtlinie 96/61/EG des Rates vom 24. September 1996 über die integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung*. Amtsblatt der Europäischen Union vom 10.10.1996, L 257/26.
- EU (2000) *Richtlinie 2000/76/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 4. Dezember 2000 über die Verbrennung von Abfällen*. Amtsblatt der Europäischen Union vom 28.12.2000, L 332/91.
- EU (2001) *Richtlinie 2001/80/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2001 zur Begrenzung von Schadstoffemissionen von Großfeuerungsanlagen in die Luft*. Amtsblatt der Europäischen Union vom 27.11.2001, L 309/1.
- EU (2010) *Richtlinie 2010/75/EU des Europäischen Parlaments und des Rates vom 24. November 2010 über Industrieemissionen (integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung) (Neufassung)*. Amtsblatt der Europäischen Union vom 17.12.2010, L 334/17-119.
- Köser, H. (1992) *SCR-DeNOx-Katalysatoren. Qualitätssicherung, Beurteilung und neue Entwicklungen*. Essen; Deutschland: Vulkan Verlag.
- Kolar, J. (1990) *Stickoxide und Luftreinhaltung*. Berlin; Deutschland: Springer Verlag.
- Richers, U. (2010) Abfallverbrennung in Deutschland - Entwicklungen und Kapazitäten. KIT Scientific Reports 7560. KIT Scientific Publishing, Karlsruhe.
- UBA (2011a) *Thermische Behandlungsanlagen mit Ersatzbrennstoff (mittel und hochkalorische Fraktion) als hauptsächlichen Brennstoff*. Umweltbundesamt Dessau, Stand Dezember 2011.
- UBA (2011b) *Übersicht zur Entwicklung der energiebedingten Emissionen in Deutschland 1990 – 2010 Unter Verwendung von Berechnungsergebnissen der Nationalen Koordinierungsstelle Emissionsberichterstattung*. Umweltbundesamt Dessau. [http://www.umweltbundesamt.de/energie/archiv/schaubilder\\_energiebedingte\\_emissionen.pdf](http://www.umweltbundesamt.de/energie/archiv/schaubilder_energiebedingte_emissionen.pdf).
- UBA (2012) *Berichterstattung unter der Klimarahmenkonvention der Vereinten Nationen und dem Kyoto-Protokoll 2012 Nationaler Inventarbericht zum Deutschen Treibhausgasinventar 1990 – 2010*. Reihe Climate Change, Ausgabe 8/2012, S. 119. Umweltbundesamt Dessau. <http://www.uba.de/uba-info-medien/4292.html>.
- VDI (2002) *Emissionsminderung Thermische Abfallbehandlung*. VDI Richtlinie 3460, Berlin; Deutschland: Beuth Verlag.
- Walk, W. & Richers, U. (2008) Überlegungen zur Energieeffizienz durch prozessübergreifende Betrachtung am Beispiel der Emissionsminderung von Stickoxiden. *Chemie Ingenieur Technik* 80, 1376.

# Produktumweltdeklarationen für komplexe elektronische Geräte

B. Berninger

*Hochschule für angewandte Wissenschaften Amberg-Weiden, Amberg, Deutschland*

**KURZFASSUNG:** Industrielle Kunden erwarten zunehmend Umweltinformationen über die beschafften Produkte. Detaillierte Informationen liefern Produktumweltdeklarationen nach ISO 14025. Sie beruhen auf vollständigen Ökobilanzen der Produkte und detaillierten Regeln über die zu veröffentlichenden Inhalte (Produktkategorieregeln). Die Produktumweltdeklarationen werden vor der Veröffentlichung durch eine unabhängige Stelle verifiziert. Weltweit existieren bereits mehrere Programmträger, die entsprechende Vorgaben festlegen, aber nicht vereinheitlicht sind. Speziell für komplexe elektronische Geräte ist eine Reihe offener Fragen zu klären. Zur Lösung dieser methodischen und wissenschaftlichen Probleme und um Erfahrungen auf diesem Gebiet zu sammeln haben die Siemens AG und die Hochschule Amberg-Weiden das Thema in mehreren gemeinsamen Projekten bearbeitet und erste Fassungen von Produktumweltdeklarationen erstellt und verifiziert. Aufgrund noch bestehender grundlegender methodischer Probleme ist das Instrument Produktumweltdeklaration für den öffentlichen objektiven Vergleich komplexer elektronischer Geräte konkurrierender Hersteller aktuell noch nicht ausreichend weit entwickelt.

## 1 EINLEITUNG

Umweltinformationen über Produkte werden zunehmend von Verbrauchern oder industriellen Kunden nachgefragt. Abhängig von der Zielgruppe sind diese Umweltinformationen unterschiedlich komplex. Bekannte Beispiele sind der Blaue Engel in Deutschland oder das Österreichische Umweltzeichen, die sich in erster Linie an die Endverbraucher richten.

In der Industrie werden zunehmend detailliertere Umweltinformationen wie Abfallmengen, CO<sub>2</sub>-Ausstoß oder Energie- und Wasserverbrauch über den gesamten Lebenszyklus kundenseitig nachgefragt. Für diese Zielgruppe werden immer häufiger die anspruchsvollen Produktumweltdeklarationen Typ III nach ISO 14025 erstellt, die auf einer vollständigen Ökobilanz für das Produkt gemäß ISO 14040/14044 basieren. Die wichtigsten daraus gewonnenen Informationen werden als Produktumweltdeklaration (englisch: Environmental Product Declaration = EPD) aggregiert für Kunden zur Verfügung gestellt. Die EPD wird auf Basis vorher festgelegter Regeln erstellt und von einem unabhängigen Gutachter verifiziert. Hintergrund des vorliegenden Beitrags sind Kooperationsprojekte der Siemens AG und der Hochschule Amberg-Weiden zu dieser Thematik.

## 2 METHODISCHE GRUNDLAGEN UND ANFORDERUNGEN

Bei Produktumweltdeklarationen (EPD) oder Umweltkennzeichnungen handelt es sich um normierte umweltbezogene Produktinformationen, deren Umfang, Inhalt und Erstellung durch die ISO 14020 ff. vorgegeben sind. Grundsätzlich wird zwischen drei EPD-Typen für verschiedene Zielgruppen mit unterschiedlichem Detaillierungsgrad unterschieden (siehe Tab. 1). Bei der EPD Typ I nach DIN EN ISO 14024 handelt es sich um eine Kennzeichnung des Produktes über zertifizierte Ökolabels bzw. Umweltzeichen, wie den Blauen Engel in Deutschland oder das Österreichische Umweltzeichen, die von unabhängigen Stellen vergeben werden.

Bei der EPD Typ II nach DIN EN ISO 14021 handelt es sich um eine freiwillige Selbstdeklaration des Produktherstellers zum Zwecke der Kundeninformation auf Produktverpackungen. Dabei werden einfache Umweltinformationen angegeben wie z.B. chlorfrei gebleicht, 100% recyclingfähig, biologisch abbaubar, etc.

Tab. 1: Übersicht unterschiedlicher EPD-Typen

Merkmal	Typ I	Typ II	Typ III
Kennzeichnungsart	Umweltzeichen	Selbstdeklaration	Umfangreiche Produktdeklaration
Ökobilanz als Grundlage Zertifizierung / Verifizierung	Teilweise Vorgeschrieben	Nein Freiwillig, eher selten	Grundsätzlich gefordert Freiwillig, meist angewandt
Aussage der EPD	Bessere Umweltver- träglichkeit	Verbesserungen in ei- nem Umweltaspekt	Vollständige Ökobilanz, Ver- gleichsmöglichkeit
Verantwortung für EPD	Unabhängige Stellen	Hersteller	Hersteller

Der mit Abstand umfangreichste Umwelt-Produktdeklarationstyp ist die EPD Typ III nach DIN ISO 14025 mit dem Ziel des ökologischen Vergleichs verschiedener Produkte mit gleicher Funktion. Als Grundlage dient stets eine komplexe Ökobilanz mit umfassender Datensammlung. Dabei verläuft der Weg zur Deklaration in zwei Schritten: Interessierte Kreise (Unternehmen, Verbände, Organisationen) formulieren für eine Produktgruppe produktspezifische Anforderungen an die Produktdeklaration (= Produktkategorieregeln). Dieses Verfahren wird durch unabhängige Dritte geprüft. Auf Basis dieser Regeln erstellt ein interessiertes Unternehmen eine EPD und liefert sämtliche Daten über das Produkt. Diese Daten werden von unabhängigen Dritten geprüft. Danach erstellt das Unternehmen die Deklaration und kann Sie nach Verifizierung durch unabhängige Dritte veröffentlichen.

### 3 AUSWAHL DER PRODUKTE

Als erster Schritt wurden geeignete Produkte ausgewählt. Wichtigstes Auswahlkriterium war dabei die Repräsentativität. Die gewählten Produkte sollten sich einerseits durch große Stückzahlen auszeichnen und andererseits eine möglichst gute Übertragbarkeit der Ergebnisse auf andere Produkte erlauben. Beispielhaft für ein ausgewähltes Produkt zeigt Abb.1 einen Kompaktabzweig.

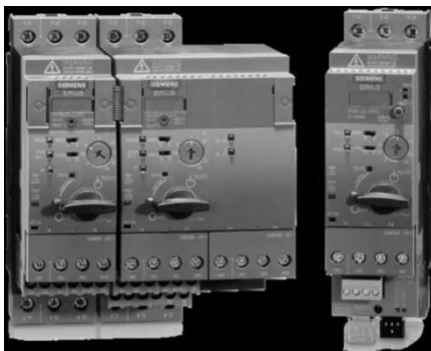


Abb. 1: SIRIUS Kompaktabzweig 3RA6

### 4 PRODUKTKATEGORIEREGELN FÜR ELEKTRONISCHE PRODUKTE

Produktkategorieregeln legen fest, wie die Aufbereitung der Ökobilanzdaten und deren Veröffentlichung produktspezifisch aussieht. Diese Produktkategorieregeln werden im Vorfeld öffentlich diskutiert und von den Beteiligten gemeinsam festgelegt, um eine Vergleichbarkeit der Ergebnisse für gleichartige Produkte verschiedener Unternehmen zu gewährleisten. Diese Koordinierungsaufgabe übernimmt in der Regel ein sogenannter Programmträger, der

beispielsweise von der betroffenen Industriebranche gegründet werden kann. Für werkstofflich einfachere Produkte wie z.B. Baustoffe existiert bereits eine Reihe von Produktkategorieeregeln und veröffentlichten Produktumweltdeklarationen verschiedener Hersteller. Deutlich komplizierter stellt sich die Thematik für elektrische und elektronische Geräte dar. Die Werkstoffvielfalt und teilweise schwer vergleichbare Funktionen der Geräte werfen eine Reihe methodische Fragen auf. Weltweit werden die Aktivitäten auf freiwilliger Basis durch das Global Environmental Declarations Network (GEDnet) koordiniert. Tab. 2 zeigt eine Übersicht der Mitgliedsorganisationen.

Tab. 2: Mitgliedsorganisationen von GEDnet

Organisation	Land	Homepage
Danish Standards	Dänemark	<a href="http://www.mvd.dk">www.mvd.dk</a>
Environment and Development Foundation (EDF)	Taiwan	<a href="http://www.edf.org.tw">www.edf.org.tw</a>
Environmental Certification Center of China, State Environmental Protection	China	<a href="http://www.sepacec.com">www.sepacec.com</a>
Institut Bauen und Umwelt e.V. (IBU)	Deutschland	<a href="http://www.bau-umwelt.com">www.bau-umwelt.com</a>
Japan Environmental Management Association for Industry (JEMAI)	Japan	<a href="http://www.jemai.or.jp/english/coleaf">www.jemai.or.jp/english/coleaf</a>
Korea Environmental Industry & Technology Institute (KEITI)	Korea	<a href="http://www.keiti.re.kr">www.keiti.re.kr</a>
Scientific Certification Systems (SCS)	USA	<a href="http://www.scs-certified.com">www.scs-certified.com</a>
The International EPD System	Schweden	<a href="http://www.environdec.com">www.environdec.com</a>
The Norwegian EPD Foundation	Norwegen	<a href="http://www.epd-norge.no">www.epd-norge.no</a>
Underwriter's Laboratories (UL)	USA	<a href="http://www.ulenvironment.com">www.ulenvironment.com</a>

Ausgehend von den vorliegenden Produktkategorieeregeln verschiedener Programme für elektronische Geräte wurden im Rahmen der Projekte praktisch verbesserte und auf die Produkte zugeschnittene Fassungen erstellt. Das Schwedische „International EPD System“ und hier speziell die Produktkategorieeregeln PSR 2003:6 „Electronic devices based on printed circuit boards“ bildeten die am besten verwendbare Grundlage, wichtige Grundelemente waren allerdings auch in anderen weltweit veröffentlichten Produktkategorieeregeln gleichermaßen vorhanden. Nach intensiver Prüfung aller Vorlagen war ersichtlich, dass keine zu 100% für die gewählten Produkte geeignet war und daher neue Produktkategorieeregeln entwickelt wurden. Die formulierten Regeln legen im Wesentlichen Anforderungen an die zu erstellenden Ökobilanzen und in einem eigenen Kapitel die Angaben in den zu veröffentlichenden Produktumweltdeklarationen fest: Dies sind grundlegende Angaben zu Produktaufbau und -funktion, eingesetzte Materialien und Systemgrenzen. Darüber hinaus die aggregierten Ergebnisse aus der Ökobilanz wie z.B. Treibhauspotential; Versauerungspotential Eutrophierungspotential, Ozonabbau-potential, Photochemisches Oxidantienbildungspotential, Abfallmengen, Recyclingquoten und Energieverbräuche.

## 5 ÖKOBILANZIERUNG

Als erster Schritt waren möglichst vollständige Ökobilanzen für die ausgewählten Produkte zu erstellen. Die Anforderungen wurden in den Produktkategorieeregeln festgelegt und berücksichtigen die Vorgaben der einschlägigen Normen ISO 14040 und ISO 14044. Dieser Arbeitsschritt stellt den größten Aufwand dar, da für jeden Schritt über den gesamten Lebenszyklus Daten über die Input- und Outputströme an Stoffen und Energie ermittelt und bewertet werden müssen. Um diese Aufgabe überhaupt bewältigen zu können ist die Verwendung einer professionellen Ökobilanzsoftware Voraussetzung, die viele grundlegende Datensätze in Form einer Datenbank bereits zur Verfügung stellt. Es wurde die Software GaBi 4 eingesetzt.

Entscheidende Bedeutung hinsichtlich der Anwendungsfreundlichkeit kommt der Modellierung der Produkte zu. Es stehen prinzipiell die folgenden Möglichkeiten zur Verfügung:

- Parametrisierte Pläne und Prozesse,
- Erstellen einer Funktion der Umweltauswirkungen mit Filterung für Haupttreiber und
- Modell mit Alternativenauswahl und -aktivierung.



Jeder Ansatz hat Vor- und Nachteile bezüglich Aufwand und Qualität der Ergebnisse, die aufgrund variabler Randbedingungen grundsätzlich immer eine gewisse Unschärfe aufweisen.

## 6 ERSTELLEN DER PRODUKTUMWELTDEKLARATIONEN

Die Ergebnisse der Ökobilanz wurden für jedes betrachtete Produkt entsprechend der Vorgaben der Produktkategorieregeln ausgewertet und in Produktumweltdeklarationen zusammengefasst.

## 7 VERIFIZIERUNG DER PRODUKTUMWELTDEKLARATIONEN

Letzter Schritt vor der Veröffentlichung ist die unabhängige Verifizierung der Produktumweltdeklaration, die zur Verbesserung der Glaubwürdigkeit in der ISO 14025 verlangt wird. Dabei lassen sich prinzipiell zwei Wege unterscheiden:

- Externe Verifizierung: Jede einzelne EPD wird vor der Veröffentlichung durch einen unabhängigen Sachverständigen verifiziert, der die zugrunde liegende Ökobilanz, die EPD selbst und die Übereinstimmung mit einschlägigen Vorschriften überprüft.
- Interne Verifizierung: Das Unternehmen definiert und beschreibt einen internen Prozess zur Erstellung von EPD. Dieser Prozess und stichprobenartig einzelne EPD werden von einem unabhängigen Dritten geprüft und zertifiziert. Auf Basis dieses Prozesses kann das Unternehmen dann bestehende EPD ändern und neue veröffentlichen. Dieser Weg ist immer bei einer großen Produktvielfalt sinnvoll und bietet sich daher für die ausgewählten Produktfamilien an.

## 8 ERFAHRUNGEN UND BEWERTUNG DER METHODIK

Insgesamt ließ sich der von der ISO 14025 geforderte Ablauf praktisch umsetzen. Mit Hilfe der Ökobilanzsoftware konnten die Lebenswegabschnitte von der Produktion inklusive der Vorketten über die Nutzung bis hin zur Entsorgung abgebildet werden. Datenmodelle, die den jeweiligen Produktgruppen angepasst sind lassen sich mit vertretbarem Aufwand auf verwandte Produkte übertragen. Durch Anwendung der internen Verifizierung lassen sich auch umfangreiche Produktfamilien bearbeiten. Es stellte sich allerdings deutlich heraus, dass es noch wichtige ungelöste methodische Probleme gibt. Die betrachteten elektronischen Komponenten lassen sich in der Regel für vielfältige industrielle Einsatzzwecke bei unterschiedlichsten Betriebsbedingungen einzeln oder auch in vielfältigen Kombinationen verwenden. Ein Vergleich mit Konkurrenzprodukten wird dadurch erschwert und in vielen Fällen auch unmöglich, da er eine identische Funktion voraussetzt. Verschiedene Hersteller verwenden oft unterschiedliche schwer vergleichbare Datenbanken für die Erstellung der Ökobilanzen. Anhand der bereits veröffentlichten Produktumweltdeklarationen lässt sich die zugrunde liegende Datenbasis in der Regel nicht erkennen. Für die betrachteten Produktgruppen gibt es keine weltweit verfügbaren anwendbaren Produktkategorieregeln, die einen einheitlichen Aufbau der Ökobilanzen und der Produktumweltdeklarationen gewährleisten können. Die zahlreichen nationalen Programmträger (siehe Tab. 2) bieten in dieser Beziehung ein uneinheitliches Bild. Vor dem Hintergrund dieser offenen Fragen lässt sich ein wesentliches Ziel von Produktumweltdeklarationen, nämlich der objektive Vergleich verschiedener Produkte gleicher Funktion, zur Zeit für die hier untersuchten Produkte noch nicht zufrieden stellend erreichen. Es besteht die Gefahr einer verzerrten oder ungenauen Darstellung. Aus diesem Grund werden trotz vorhandener Ökobilanzen derzeit noch keine EPD publiziert. Für belastbare öffentliche Vergleiche komplexer Produkte ist eine methodische Weiterentwicklung erforderlich. Besonders herstellerübergreifende Vorgaben über repräsentative Einsatz- und Belastungsszenarios spezifisch für einzelne Produktklassen sind notwendig, um eine vergleichbare Ökobilanzierung überhaupt zu ermöglichen.

Die Nachfrage nach umweltbezogenen Produktinformationen nimmt zu und Methoden um diese zu beantworten sind notwendig. Grundsätzlich ist die Produktumweltdeklaration nach ISO 14025 diesbezüglich ein sinnvoller Ansatz.

## Altpapierkreisläufe sichern – ein Kooperationsprojekt

S. Kreibe, M. Schneider & M. Bokelmann  
*bifa Umweltinstitut GmbH, Augsburg, Deutschland*

**KURZFASSUNG:** Altpapierkreisläufe können ihren Nutzen langfristig nur dann entfalten, wenn Verfügbarkeit und Recyclingfähigkeit von Altpapier erhalten bleiben. Allerdings steht die Altpapierverwertung vor vielfältigen Herausforderungen. Diese reichen von weltweit wachsender Altpapiernachfrage bis hin zu unerwünschten Inhaltsstoffen wie Druckfarben oder Klebstoffen, die das Recycling behindern. Strategien gegen diese Gefährdungen müssen alle relevanten Akteure einbinden. Im Auftrag des Bayerischen Staatsministeriums für Umwelt und Gesundheit hat bifa ein Wertschöpfungsketten übergreifendes Kooperationsprojekt zur Optimierung und Sicherung der Altpapierkreisläufe durchgeführt. Projektpartner waren der Verband Bayerischer Papierfabriken und der Verband der Bayerischen Papier, Pappe und Kunststoff verarbeitenden Industrie. Gemeinsam mit bifa haben rund 40 Unternehmen, sechs Wirtschaftsverbände und die PTS am Projekt mitgewirkt. Unterstützt durch Interviews und methodisch gezielt konzipierte Workshops haben die Beteiligten eine Situationsanalyse vorgenommen. Zu sechs Handlungsfeldern wurden Maßnahmen und erste Schritte zu ihrer Umsetzung entwickelt. Die Maßnahmen reichen von einer Selbstverpflichtung zur Reduktion „problemhaltiger“ Stoffe bis zur Anpassung von Ausschreibungsmodalitäten.

### 1 EINLEITUNG

Intakte Altpapierkreisläufe haben erhebliche Bedeutung für die Klimaverträglichkeit sowie die gesamte Ökoeffizienz von Papierprodukten: So könnte eine 10-prozentige Steigerung des Altpapieranteils von in Bayern produzierten Tageszeitungen die Treibhausgasemissionen um 53 Mio. kg CO<sub>2</sub>-Äquivalente absenken, oder – umgekehrt: Würden Wellpappe-Verpackungen in Bayern aus Frischfasern statt Altpapier hergestellt, stiegen die Emissionen um 12,5 Mio. kg CO<sub>2</sub>-Äquivalente. Allerdings machen das Recycling behindernde Fremdstoffe und globalisierte Stoffströme Altpapier zur qualitativ und quantitativ knapper werdenden Ressource.

Daher hat das Bayerische Staatsministerium für Umwelt und Gesundheit (StMUG) bifa mit der Analyse der Wertschöpfungskette Altpapier beauftragt. Hierzu sollten alle an der Wertschöpfungskette beteiligten Akteure zusammengeführt werden um gemeinsam Risiken und Optimierungsansätze für Altpapierrecyclingkreisläufe in Bayern zu analysieren und Maßnahmen-vorschläge zu erarbeiten.

Das Projekt nutzt die Handlungsprinzipien der Integrierten Produktpolitik (IPP), nämlich Kommunikation und Kooperation zwischen den Beteiligten sowie Berücksichtigung der gesamten Lebenswegkette von Produkten unter ökologischen und wirtschaftlichen Gesichtspunkten.

Projektpartner waren der Verband Bayerischer Papierfabriken (VBP) und der Verband der Papier, Pappe und Kunststoff verarbeitende Industrie (VBPV). Fachlich unterstützt wurde das Projekt durch die Papiertechnische Stiftung (PTS).

### 2 ZIELSETZUNG UND PROJEKT BETEILIGTE

Der methodisch unterstützte Kommunikations- und Kooperationsprozess der Akteure entlang der Wertschöpfungskette hatte zum Ziel:

- Optimierung und Sicherung der Altpapierkreisläufe im Hinblick auf Verfügbarkeit und Qualität,
- Sicherung des Einsatzes von Altpapier und altpapierbasierten Verpackungen und
- Erarbeitung von Kooperations- und Optimierungsansätzen.

Über den gesamten Projektverlauf nahmen insgesamt 39 Unternehmen und Verbände entlang der gesamten Wertschöpfungskette Papier am Projekt teil:

- Sechs Herstellern von Verpackungspapieren,
- Sieben Herstellern von papierbasierten Verpackungen,
- Drei Herstellern von grafischen Papieren,
- Zwei Herstellern von Zusatzstoffen,
- Zwei Anwendern von papierbasierten Verpackungen,
- Vier Unternehmen aus dem Bereich Druck,
- Fünf Sammler und Sortierern, zwei Kommunen und
- Acht Verbänden.

Durch diese breite Beteiligung konnten Wissen, Interessenlagen und Positionen aller relevanten Akteure zusammengeführt und eine wertschöpfungskettenübergreifende Analyse der Risiken und Optimierungsansätze für Altpapierrecyclingkreisläufe in Bayern realisiert werden.

### 3 VORGEHENSWEISE

Wie andere IPP-Projekte hatte auch dieses stark diskursiven Charakter: Durch Einbindung aller am Wertschöpfungsprozess beteiligten Akteure wurden neue Wege der erarbeitet. Dazu wurden diskursive Instrumente, Kreativitäts- und Konsensfindungswerkzeuge in Experteninterviews und Workshops eingesetzt. Das Ziel war, die Kreativität der Studienteilnehmer zu mobilisieren, deren Interessenlagen, Chancen und Risiken für die Altpapierkreisläufe herauszuarbeiten, Konsensfindung zu erleichtern, neue Sichtweisen auf das Thema zu schaffen und konkrete Resultate zu gewinnen.

Insgesamt wurden fünf ganztägige Workshop, vier halbtägige Workshops mit kleineren Gruppen sowie 25 Experteninterviews mit Akteuren der Wertschöpfungskette durchgeführt.

Die wesentlichen Schritte des Vorhabens waren:

- Standortbestimmung: In einem Workshop wurden Vor- und Nachteile der aktuellen Situation, Chancen und Risiken für Altpapierkreisläufe sowie Handlungsoptionen erarbeitet. Durch diese erste orientierende Analyse wurden die Diskussion zwischen den Beteiligten initiiert, das Themenfeld konkretisiert und Grundlagen für die Entwicklung des im nächsten Schritt eingesetzten Interviewleitfadens geschaffen.
- Expertenexplorationen: Wissen, Bewertungen und Interessenlagen der Akteure zu Optimierungsansätzen und Risiken wurden durch Einzelinterviews mit Projektbeteiligten und weiteren Experten gesammelt und ausgewertet. Diese Ergebnisse wie auch die von Schritt 1 lieferten die Grundlage für die darauf folgenden Prozessschritte.
- Chancen und Risiken in der Wertschöpfungskette Altpapier: In einem Workshop wurden Chancen und Risiken für den Altpapierkreislauf und für Akteure der Wertschöpfungskette mit den Beteiligten analysiert.
- Handlungsoptionen in der Wertschöpfungskette: Wiederum in einem Workshop wurden Handlungsoptionen erarbeitet. Hierzu wurden eigens konzipierte Kreativitätswerkzeuge und Bewertungsinstrumente eingesetzt.
- Kooperationsansätze in der Wertschöpfungskette: Im Workshop wurden Konsensfindungswerkzeuge eingesetzt, um Barrieren für die Umsetzung der ausgewählten Handlungsoptionen, Konsens- und Dissensbereiche zu identifizieren und Wege zur Überwindung der Barrieren zu entwickeln.
- Konsequenzen und Handlungsempfehlungen: Konsequenzen und Handlungsempfehlungen für die Beteiligten der Wertschöpfungskette und die Politik wurden im letzten Workshop erarbeitet und erste Schritte zur Umsetzung initiiert.

## 4 ALTPAPIERKREISLÄUFE: HERAUSFORDERUNGEN UND MASSNAHMEN

### 4.1 Eintrag von Problem- und Fremdstoffen ins Altpapier

Die öffentliche Diskussion über den Eintrag von Problem- und Fremdstoffen, insbesondere von Mineralölbestandteilen sowie unerwünschten Stoffen ins Altpapier, wirkt sich zunehmend auf die gesamte Wertschöpfungskette aus. Höhere Anforderungen an die Reinheit des Produktes gefährden vor allem den Altpapier-Einsatz niederwertiger und bedruckter Sorten in Verpackungspapieren. Der Eintrag von Mineralöl aus Druckfarben (Offsetdruck, Zeitungen) und andere chemische Hilfsmittel (z. B. Klebstoffe und Veredelungsmittel) beeinflussen die Qualität und das heute positive Image von Altpapier nachteilig. Kritische Stoffe könnten über Pappe/Papierverpackungen in Lebensmittel gelangen. Es besteht die Gefahr der Substitution von Altpapier in Lebensmittelverpackungen durch weniger nachhaltige Materialien. Rohstoffknappheit bei "reinen Altpapieren", Preissteigerungen für Zellstoffe oder zusätzliche Abfallströme durch Umverpackungen aus Kunststoff können die Folgen sein.

Zu diesem Themenkomplex vereinbarte Maßnahmen:

- Selbstverpflichtung zur Reduktion „problemhaltiger „ Stoffe: Mit einer von allen Akteuren in der Wertschöpfungskette erarbeiteten und getragenen Selbstverpflichtung zum Einsatz unbedenklicher und recyclingfähiger bzw. deinkbarer Stoffe (z. B. im Bereich der Druckfarben, Klebstoffe und anderen Additive) soll der Einsatz von Altpapier langfristig gesichert werden.
- Verbesserung der wissenschaftlichen Grundlagen: Durch die Verbesserung der wissenschaftlichen Grundlagen soll die Entwicklung und der Einsatz „problemfreier“ Produkte in der Produktkette vorangetrieben werden.

### 4.2 Auswirkungen von Vertragsgrundlagen auf Altpapierfassung und -verwertung

Der Konkurrenzkampf am Altpapiermarkt ist groß. Entsorger und Kommunen streiten sich darum, wer das Altpapier abholen und vermarkten darf. Papierfabriken feilschen um günstige Preise für gleichzeitig hohe Qualitäten und gehen teilweise dazu über, selber als Erfasser und Händler auf dem Markt tätig zu werden. Zwar sind die Erfassungssysteme in Deutschland heute so gut etabliert, dass auch in wirtschaftlich schwierigen Zeiten genügend Altpapier zur Verfügung steht. Die langfristige Sicherung der Mengen und Qualitäten zu konkurrenzfähigen Preisen hängt allerdings auch stark von den Bedingungen am Weltmarkt ab.

Papierfabriken fordern daher immer mehr, dass die in Haushalten gesammelten Mengen verstärkt und vorrangig regional vermarktet werden sollten. Sie erhoffen sich darüber die langfristige Sicherung der notwendigen Mengen und Qualitäten. Kommunale Ausschreibungen schließen jedoch unmittelbare Vertrags- und Lieferbeziehungen zwischen Kommunen und Papierfabriken aus. Hierdurch werden wirtschaftlich und ökologisch vorteilhafte regionale Vermarktungs- und Versorgungsstrukturen behindert. Die Verbringung des Rohstoffs Altpapier vor allem in den asiatischen Raum wird gefördert.

Zu diesem Themenkomplex vereinbarte Maßnahmen:

- Transparente Aufbereitung der Problematik: Die transparente Aufbereitung der Zusammenhänge (z.B. künftige Altpapier-Bedarfe, Verwertungswege, Papierströme) und eine verbesserte Kommunikationskultur der beteiligten Akteure soll das Management der Anfall- und Verbrauchsströme in Richtung ökologischer und Mengen sichernder Potenziale fördern.
- Anpassung der Ausschreibungsmodalitäten: Mit der Anpassung der Ausschreibungsmodalitäten soll eine Vereinfachung und Flexibilisierung der Vergaberichtlinien für Altpapier aus privaten Haushalten erreicht werden.

### 4.3 Neue Papierprodukte

Neue Produktentwicklungen können zu einer drastischen Abnahme der Recyclingfähigkeit oder einem reduzierten Gebrauchswert der zurück gewonnenen Stoffe führen. Der Anteil der nicht für das Recycling geeigneten Papiere und Pappen steigt. Als Gegenmaßnahmen werden immer komplexere Sortier- und Aufbereitungstechnologien erforderlich. Auch die Abstimmungsprozesse zwischen Herstellern, Anwendern und Sortierern für den Erhalt der gewünschten

Qualitäten werden immer aufwendiger. Die sinkende Ausbeute bei gleichzeitig höheren Aufwendungen und Abfallaufkommen verringert die umweltentlastenden Effekte des Altpapiereinsatzes und die dauerhafte Mengenverfügbarkeit zu konkurrenzfähigen Preisen.

Zu diesem Themenkomplex vereinbarte Maßnahmen:

- Anforderungen an die Recyclingfähigkeit von Produkten definieren: Durch die Entwicklung einer gemeinsamen Anforderungsdefinition, welche die Recyclingfähigkeit und Wiederverwertbarkeit von Verpackungen und Papieren in den Vordergrund stellt, soll die Produktverantwortung im Gesamtsystem gestärkt und die Qualität von Altpapier erhalten werden.
- Optimierung der Altpapiersortierung: Durch die Weiterentwicklung der Sortiertechnik sollen trotz neuer Produktentwicklungen auch zukünftig hochwertige Qualitäten gewonnen und die Recyclingfähigkeit sichergestellt werden. Insbesondere kundenspezifische Anforderungen sollen ohne großen Zusatzaufwand umgesetzt werden können.

## 5 SCHLUSSFOLGERUNG, ZUSAMMENFASSUNG

Zu jeder Maßnahme wurden konkrete Schritte definiert und dargestellt, welche Akteure an der Umsetzung der Maßnahme beteiligt werden sollen. Zu zahlreichen Schritten wurden bereits konkrete Beiträge aus dem Kreis der Projektbeteiligten zugesagt. Es gilt jetzt, diese Maßnahmen umzusetzen, um Altpapierkreisläufe auch langfristig zu stabilisieren.

Durch die breite Beteiligung konnten das Wissen, die Interessenslagen und die Positionen aller relevanten Akteure zusammengeführt und eine wertschöpfungsübergreifende Analyse der Risiken und Optimierungsansätze für die Altpapierkreisläufe in Bayern realisiert werden.

Die Konflikte unter den Akteuren wurden offen gelegt und die Zusammenarbeit gefördert werden. Gemeinsam wurden drei Aktivitätsfelder zur Sicherung der Qualität und Verfügbarkeit von Altpapier definiert und 25 Handlungsoptionen entwickelt. Zwei Tätigkeitsschwerpunkte je Themenfeld wurden schließlich von der Gruppe ausgewählt und als Empfehlungen konkretisiert. Die ersten Schritte zur Umsetzung und die dafür erforderlichen Akteure sind das Ergebnis der wertschöpfungsübergreifenden Zusammenarbeit, die im Sinne des Umweltpakt Bayerns auf Freiwilligkeit, Eigenverantwortung und Kooperation gesetzt hat.

Eine Zusammenfassung der wichtigsten Ergebnisse findet sich in der Broschüre „Optimierung und Sicherung der Altpapierkreisläufe“ des Bayerischen Staatsministeriums für Umwelt und Gesundheit (kostenlos erhältlich unter [www.ipp-bayern.de](http://www.ipp-bayern.de)).

Eine ausführliche Darstellung der Ergebnisse findet sich in Schneider et al. (2012).

## LITERATUR

Schneider, M., Bokelmann & M., Kreibe, S. (2012) *Optimierung und Sicherung von Altpapierkreisläufen*. Augsburg, bifa Text Nr. 58.

# Re-Use Netzwerke setzen „Vorbereitung zur Wiederverwendung“ um

M. Meissner, C. Pladerer & G. Bernhofer  
*Österreichisches Ökologie-Institut, Wien, Österreich*

M. Neitsch  
*RepaNet Reparatur Netzwerk, Wien, Österreich*

**KURZFASSUNG:** In sieben Bundesländern stehen Re-Use Netzwerke an der Schwelle zum operativen Arbeiten oder haben diese bereits überschritten. Die Kooperation von sozial- und abfallwirtschaftlichen Einrichtungen ermöglicht, dass gebrauchsfähige Güter aus Altstoffsammelzentren wieder in die Nutzung gebracht werden. Die kommunale Abfallwirtschaft agiert dabei als Lieferant von Gütern und als Informationsdrehscheibe, während die sozialwirtschaftlichen Einrichtungen die Güter aufbereiten und verkaufen. Diese relativ neue Schiene in der Abfallwirtschaft ist in Entwicklung und dementsprechend ergeben sich viele Detailfragen, die in den Projekten zur Netzwerkentwicklung diskutiert werden. Österreichweit relevante Fragen werden aus diesen Projekten zur Machbarkeit in eine Österreichweite Re-Use-Plattform eingebracht und dort auf Initiative des Lebensministeriums behandelt. Das Poster stellt die aktuellen Entwicklungen in den Bundesländern vor.

## 1 EINLEITUNG

Begrenzte natürliche Ressourcen und steigende Rohstoffpreise sowie die negativen Auswirkungen der Umweltbelastung u.a. auf das Klima erfordern nicht nur technologische Innovationen zur Erhöhung der Ressourceneffizienz sondern benötigen umfassende inter- und transdisziplinäre Konzepte für eine nachhaltige Entwicklung unserer Gesellschaft. Vom Österreichischen Ökologie-Institut wurden und werden in Zusammenarbeit mit interessierten und bereits aktiven Einrichtungen (sozialwirtschaftlichen Betrieben und Organisationen der Abfallwirtschaft) Potentiale für Re-Use im Bereich Sammlung, Aufbereitung und Verkauf erhoben sowie Möglichkeiten zur Umsetzung erarbeitet.

## 2 RECHTLICHE VERANKERUNG IN DER EU-RAHMENRICHTLINIE

Die EU-Abfallrahmenrichtlinie hat mit der Definition der fünfstufigen Abfallhierarchie in Artikel 4 (RL2008/98/EG) den Anstrengungen zur Abfallvermeidung durch die „Vorbereitung zur Wiederverwendung“ einen prioritären Platz eingeräumt. Auch in Art.11 werden die Mitgliedstaaten zur Förderung der Wiederverwendung „insbesondere durch Förderung der Errichtung und Unterstützung von Wiederverwendungs- und Reparaturnetzen“ aufgefordert. Für Initiativen und Projekte, die schon bisher im Bereich Wiederverwendung tätig waren, war dies einerseits eine Bestätigung und unterstrich die Position, dass zuerst Maßnahmen zur Aufbereitung von Produkten gesetzt werden sollen, bevor über Recycling oder thermische Verwertung gesprochen wird. Die konkrete Ausgestaltung dieser Stufe der Abfallhierarchie ist so unterschiedlich, wie die Produkte, die dabei in Betracht kommen.

## 3 RE-USE UND DER NETZWERKANSATZ

Betriebe und Organisationen, die sich mit der Sammlung, Aufbereitung und den Verkauf gebrauchter Elektro- und Elektronikgeräte, Textilien, Bekleidung, Möbel und Altwaren

beschäftigen, entlasten einerseits die Umwelt und andererseits werden günstige Einkaufsmöglichkeiten in der Region geschaffen. Im Sinne einer nachhaltigen Entwicklung werden darüber hinaus auch Personen mit Produktivitätseinschränkung oder Vermittlungshindernissen (z.B. Langzeitbeschäftigungslose) Arbeitsmöglichkeiten geboten.

In der Kooperation von sozial- und abfallwirtschaftlichen Einrichtungen in einem Netzwerk lassen sich die Vorteile auf allen Ebenen herausarbeiten. Doppelstrukturen gilt es dabei zu vermeiden. Zur Konkretisierung der Umsetzung von Re-Use-Netzwerken wurden und werden in Österreich zahlreiche Machbarkeitsstudien durchgeführt. Diese Untersuchungen erheben unter Einbindung von bereits bestehenden sozialen Integrationsunternehmen (Beschäftigungsinitiativen) und der kommunalen Abfallwirtschaft als ersten Arbeitsschritt das Re-Use-Potential bei Sammlung, Aufbereitung und Verkauf von gebrauchten Produkten aus den Bereichen Elektro- und Elektronikgeräten, Textilien und Bekleidung, Möbel und Altwaren. Parallel dazu werden die interessierten Einrichtungen in einer Workshopreihe bei der gemeinsamen Entwicklung des Gedanken „Re-Use“ begleitet.

Die Untersuchungen in verschiedenen Bundesländern (siehe nachfolgendes Kapitel) streben bzw. strebten folgende umsetzungsorientierte Ergebnisse an:

- Leitbild und strategische Ausrichtung von Re-Use Netzwerken,
- IST-Zustand im Bereich Re-Use und Potentiale für Reparaturstätten, Aufbereitungsbetriebseinheiten und Wiederverkaufsmärkte,
- Empfohlene Produktpalette, Absatzmärkte, Zielgruppen, Infrastruktur,
- Vernetzung der relevanten Einrichtungen als Stakeholder und PartnerInnen,
- Rahmenbedingung für Markenentwicklung, Marketing, Öffentlichkeitsarbeit,
- Arbeitsplatz-Mengengerüst aus Nachfrage-, Anbieter- und Fördergeberperspektive und
- Businessplan mit Zeitplan.

#### 4 STAND DER UMSETZUNG AUF BUNDESLÄNDEREBENE

##### 4.1 *Oberösterreich*

Als Vorreiter in diesem Bereich sind mittlerweile 55 von 185 Altstoffsammelzentren in Oberösterreich in die Re-Use-Sammlung eingebunden. Seit mehr als fünf Jahren arbeitet der Landesabfallverband (LAV) an der Entwicklung und Pflege der Produktmarke „ReVital“ und konnte mittlerweile einen hohen Markenwert generieren. Die wesentlichen Eckpfeiler der Re-Use-Aktivitäten sind die Nachvollziehbarkeit der Mengenströme und der Qualitätsanspruch.

##### 4.2 *Steiermark*

In der Steiermark wird das im Landesabfallwirtschaftsplan 2010 genannte Ziel von „einem sozialwirtschaftlichen Verkaufslokal in jeder Regionext Region bis 2015“ seit 2010 konkret bearbeitet. Die in der Machbarkeitsstudie genannten Pilotaktivitäten wurden 2011 umgesetzt. Insbesondere zeitlich begrenzte Re-Use-Sammeltage in ausgewählten Altstoffsammelzentren und eine flächendeckende Kooperation der sozialwirtschaftlichen Einrichtungen mit der Möbelbranche (Kika/Leiner) lassen das Potential erkennen.

##### 4.3 *Burgenland*

Der Burgenländische Müllverband (BMV) sieht neben seiner Rolle als Lieferant von Gütern insbesondere die Aufklärung und Information der Bevölkerung als seine Aufgabe. Die AbfallberaterInnen spielen dabei eine wesentliche Rolle. Re-Use als neuer Aspekt muss in der Bevölkerung positiv besetzt werden. Ein für BürgerInnen attraktives Re-Use Netzwerk Burgenland kann auch in Kooperation mit ausländischen, informellen Sammlern treten und diese in die Abfallwirtschaft integrieren. Die Aktivitäten werden auf Europäischer Ebene über das Projekt CERREC unterstützt.

#### 4.4 Salzburg

In Salzburg finden sich gute Verkaufsmöglichkeiten und die Hauptfrage widmet sich der Warenachschub. Im Bereich der Alttextiliensammlung existiert ein Absatzmarkt und bedarf keiner Entwicklung, wo hingegen bspw. die Weitergabe von Hausrat aus Altstoffsammelzentren an soziale Integrationsunternehmen sehr wohl eine neue Praxis ist und erst aufgebaut werden muss.

#### 4.5 Tirol

Die Ausarbeitung der Machbarkeitsstudie ist zurzeit im Gange. Schon zu Beginn erfolgte im Rahmen eines Pressegesprächs eine eindeutige Positionierung der Landesregierung pro Re-Use durch Landeshauptmannstellvertreter Gschwendtner. Ebenfalls Teil des Gesprächs waren VertreterInnen der Abfallwirtschaft, der Sozialwirtschaft und des AMS Tirol. Die Aktivitäten werden auf Europäischer Ebene über das Projekt CERREC unterstützt.

#### 4.6 Vorarlberg

In Vorarlberg stellt die hohe Autonomie der Gemeinden hinsichtlich der Sammlung eine der großen Herausforderungen für ein Re-Use Netzwerk dar. Die vorhandenen Verkaufslokale besitzen ein hohes Shopdesign. Aufgrund der regionalen Nähe zur Schweiz ist nur Ware hoher Qualität absetzbar. In die Machbarkeitsstudie konnte ein regionaler, privatwirtschaftlicher Fachentsorger eingebunden werden.

#### 4.7 Weitere Bundesländer und Bundesebene

In Wien läuft ein magistratsinternes Projekt bzgl. der Weiterentwicklung der Aktivitäten rund um den MA48-Bazar.

Für Fragen und offene Punkte welche nicht auf Bundesländerebene geklärt werden können wurde eine Re-Use-Plattform im Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft in Leben gerufen. VertreterInnen aus allen Bundesländern sowie Fachexperten versuchen Positionen zu Themen zu formulieren, die für alle Netzwerke von Relevanz scheinen. Zu nennen wäre hier beispielsweise die abfallrechtliche Bewilligungspraxis für Re-Use-Betriebe.

## 5 SCHLUSSFOLGERUNGEN UND AUSBLICK

Der nachhaltige Mehrwert von Aktivitäten zum Re-Use von Produkten realisiert sich in allen Dimensionen:

- Durch Wiederverwendung gebrauchter Produkte, Altwaren und Güter werden Ressourcen geschont und die Umwelt nachhaltig entlastet. (ökologische Dimension der Nachhaltigkeit)
- Den am Arbeitsmarkt sozial Benachteiligten werden bei Aufbereitung und im Verkauf der Re-Use-Produkte neue Chancen gegeben (soziale Dimension der Nachhaltigkeit)
- Die reparierten Produkte erfüllen bestimmte Qualitätsansprüche hinsichtlich Funktionstüchtigkeit, Vollständigkeit, Sauberkeit und hygienischer Unbedenklichkeit. Die Produkte und Güter werden günstig in eigenen Shops in den Regionen angeboten (ökonomische Dimension der Nachhaltigkeit).

Wieder- und Weiterverwendung auf regionaler Ebene kann Wertschöpfung im Bundesland erzeugen. Durch die Steigerung der Re-Use Geschäftsfelder und dem Ausbau der Tätigkeiten ist eine Multiplikatorenwirkung gegeben. Regionale Absatzmärkte für gebrauchte Produkte werden neu definiert.

Auch wenn der Grundgedanke eines Re-Use-Netzwerkes, die Kooperation, allen Projekten eigen ist, zeigen sich die regional unterschiedlichen Ausprägungen. Je nach Ausgangslage in-



interpretieren die einzelnen Partner (sowohl auf Seite der Abfallwirtschaft, als auch auf Seite der Sozialwirtschaft) ihre Rollen sehr unterschiedlich. Allen gemein ist, dass die Kernaufgaben Sammlung und Weitergabe, Logistik und Aufbereitung, Verkauf und Koordination erfüllt werden müssen. Die Beispiele zeigen, vor welchen Herausforderungen die Einrichtungen stehen und welche Lösungsansätze gefunden werden.

Re-Use ist eine Chance für alle Beteiligten: Die sozialwirtschaftlichen Einrichtungen können ein neues Geschäftsfeld aufbauen und die abfallwirtschaftlichen Partner den Gedanken der „Vorbereitung zur Wiederverwendung“ in die Realität umsetzen. Im Jahr 2012 befinden sich in sieben Bundesländern Re-Use-Netzwerke an der Schwelle zum operativen Betrieb oder haben diese bereits überschritten. Die Erfahrung zeigt, dass der Flaschenhals eher die Warenbeschaffung, denn der Absatz ist.

Wie bei allen Innovationen in der Abfalllogistik gilt es, den BürgerInnen den Gedanken des Re-Use verständlich zu machen. Geeignete Information aller Beteiligte, der MitarbeiterInnen und der Bevölkerung, wird die Re-Use-Sammlung in Zukunft so normal erscheinen lassen wie heute die Sammlung biogener Abfälle.

## Achieving Legislation Targets, as a Guide to National SWM Planning: the Case of Romania

T. Lolos

*ENVIROPLAN S.A., Business Centre "Aithrio", Marousi/Athens, Greece*

**ABSTRACT:** The purpose of this paper is to present the developed methodology that can be widely applied in all EU countries under the scope of the revised targets set by the Directive Framework, together with the results and main finding in Romania. The approach used was to build a mass flow model for Romania's municipal waste which, county by county, considers waste collection, recycling, recovery, treatment and disposal. The mass flows identify the performance against targets and allows investigation of Scenarios which aim to meet these goals. In addition, it is used as a calculator for the capital costs of facilities and equipment associated with the proposed investments. Operational and Maintenance costs are also considered in order to give rounded view of the potential waste management systems. The increased European and National legislating requirements will require additional investment in waste collection & treatment infrastructure in the coming programming period (2014 – 2020). This paper identifies the most practical and cost effective 'pipeline' of projects to satisfy these objectives, as well as assessing the full likely capital cost of this new tranche of projects.

### 1 INTRODUCTION

The overall EU policy for solid waste is described in details, in numerous Directives; of which dominant position possesses the Waste Framework Directive, the Landfill Directive, the Directive on the Incineration of Waste, the Directive of Packaging Waste etc. In addition to these, there are Directives that target specific waste streams (such as WEEE, ELV, batteries, etc.). The EU policy on wastes sets ambitious targets that provide strong motives for the development of a dynamic market and for creating large-scale investments on SWM projects in the coming years. The challenge for the next EU programming period (2014 – 2020), as resulting from the new requirements set by the Framework Directive on Waste (2008/98/EC), emphasize on the hierarchy of waste management, like the prevention of waste and sets two new recycling and recovery targets to be achieved by 2020. The target set by the new strategy as well as of Solid Waste Management (SWM) projects to be implemented during the next programming period is to reduce the negative environmental impacts of waste throughout its life cycle, from production to final disposal. In this way each type of waste is treated not only as a source of pollution, but must be tackled as a potential resource available for reuse also. ENVIROPLAN S.A. (as leader of an International Consortium) on behalf of the European Investment Bank (EIB), has undertaken steps to make the assessment of the current situation in Romania in Solid Waste Management and to prescribe the necessary projects for the next programming period 2014 – 2020 in order Romania to fully comply with the requirements and objectives underlying the SWM. Common with other new Member States, Romania lacked waste management infrastructure in the previous decades. As a result, the current system does not fully comply with the requirements of the EU Directives/regulations but also national legislation. Since Romania's EU accession in 2007, Romania gradually introduces improvements in the waste management infrastructure, in order to achieve a higher level of environmental protection and compliance. Point of start was the National Waste Management Strategy (2004), the Regional Waste Management Plans (2007) and their Reviews, envisaging a significant number of waste management projects for the 42 Counties for the period 2007 – 2013. These projects are mainly financed either by EU

Structural Funds (SF) or Operational Programme Environment (OP Environment). Thus, the main objective of this assignment was to estimate the waste management situation in Romania's 42 counties at the end of the current 2007 – 2013 programming period (as a result of current planned waste management developments) and to identify a pipeline of new projects required within SOP2.

## 2 BACKGROUND INFORMATION

As a starting point, a National Waste Management Strategy (NWMS) has been approved in 2004 and Regional and County Waste Management Plans were elaborated and approved in 2007. Based on this framework, a significant number waste management projects are ongoing in Romania, mainly financed by EU Structural Funds via Operational Programme Environment (OP Environment). OP Environment is financed by the European Regional Development Fund (ERDF) and the Cohesion Fund (CF) and represents the most important financing source in the environmental sector. Out of the total OP budget of Euro 4.5 billion (plus national co-financing), a significant amount (just over Euro 1 billion) is allocated for waste infrastructure and rehabilitation of contaminated land. From an administrative point of view, Romania is organized in 41 counties. The 40 counties will be grouped in seven regions, plus Bucharest and the county of Ilfov, which form the 8<sup>th</sup> region as presented below:



Fig. 1: Administrative map of Romania Regions (8 in total) and Counties (42 in total)

Key observations include:

- Approximately 63 % of the population is connected to sanitation services at national level, out of which 84 % in urban area and 38 % in rural area.
- The national practice is mixed waste collection (approximately 96% of the household and similar wastes are collected in a mixed bin), without separation at source.
- Waste treatment is done in small extent and only for certain waste streams.
- In 2009 more than 95 % of the collected waste has been disposed on landfills.
- In 2010, there were 29 EU compliant landfills, in the following counties: Neamt, Iasi, Braila, Buzau, Constanta (3 landfills), Tulcea, Ialomita, Prahova (two landfills), Dambovita (two landfills), Dolj, Gorj, Valcea, Mehedinti, Arad, Arges, Bacau, Bihor, Brasov, Galati, Mures, Sibiu, Ilfov (three landfills) and Harghita.

The EU legislation and standards for waste management were transposed into national legislation, with some transition periods for full compliance. According to GD 349/2005, all rural dumpsites have been closed and rehabilitated by 16/07/2009 (art. 3, paragraph (7)). Regarding the closure of urban non-compliant landfills, a total number of 208 were officially closed or are expected to be closed until the end of 2015. The remaining existing non-compliant landfills have received a transition period from EU and will cease their activity until 2017 (the latest). Further, Romania has to establish by end of 2015, 30 national integrated solid waste management

(SWM) systems. According to SOP ENV, the total funding (EU and national) for Priority Axis two, Key Area of Intervention is Euro 991,051,090. By the time being, eighteen projects have been approved and another thirteen are expected to be approved in due time and thus enter to the tendering phase which will be the next challenge, in order to complete the projects within the timeframe of current programming period (latest in 2015). Pre-accession program experience revealed that available funding exceeds local-level absorption capacity, and raising counterpart contributions is difficult.

### 3 COUNTRY OVERVIEWS AND EVALUATION

The current situation in Romania has been based on a review of all county master plans, feasibility studies and application forms of waste management projects financed in the 2007 – 2013 programming period that identify compliance with EU Acquis Communautaire. All key project parameters (e.g. municipal waste generation, other waste streams, projections, targets to be achieved, existing infrastructure etc.) available from county master plans, feasibility studies and application forms has been analysed.

As commonly seen in the waste management sector, the material provided contained errors and inconsistencies; examples include:

- Missing data (for example data about non packaging waste recycling) and
- Obvious data inconsistencies within the same report, especially for Category I projects; one example is the mismatch between the packaging waste generated and the 60/55 % recovery-recycling to be achieved; wherever an error was discovered, this was marked in red and a comment was added (examples: Tulcea, Prahova, Dambovita).

Based on the analysis, all county solid waste management projects have been allocated in three categories:

- Projects/Counties not previously included in the 2007 – 2013 Sectoral Operational Programme Environment (CATEGORY I): Dambovita, Teleorman, and Satu Mare.
- Projects/Counties previously included in the 2007 – 2013 Sectoral Operational Programme Environment, but will have difficulties to complete their projects within the current Programming Period, (CATEGORY II). Eight counties fall under this category.
- Projects/Counties that had an application approved and will complete their project at the latest by 2015 (CATEGORY III). Thirty one counties fall under this category: eighteen counties with already approved application and other thirteen counties that approval process is expected to be finished successfully within 2012.

Although there are currently several projects under implementation (mainly for landfill capacity but also related waste management infrastructure) work is progressing slowly. The performance of the solid waste management sector is weak; key challenges include:

- Institutional arrangements suffer gaps and inconsistencies.
- Crucial supervision and enforcement capacities remain weak – monitoring and data collection are limited.
- Lack of coherent planning and weak consultation procedures; county planning is still weak.
- Focus on investment has obscured cost recovery needs – most local tariffs are insufficient, even to cover recurring costs.

Three key areas were identified, in order to contribute to optimizing the sector:

- Improving institutional arrangements: establishing incentives for authorities to plan, implement, and maintain an integrated solid waste management system and increasing local ownership through incentives for good performers/sanctions for non-compliance and worse performers, and improved public communication and outreach campaigns to engage the local population.
- Operationalising national waste management plans: increasing central-level implementation capacity, setting monitorable targets, and intermediate deadlines; providing support/resources to commission feasibility studies and technical designs, prepare bidding documents, and contract for goods, works, and services.

- Progressing towards medium-term economic and financial sustainability: increasing the share of private sector participation; where possible, link service level improvements to tariffs increase; define clear affordability limits but improve access to services.

An excel based model has also been established. It is fundamentally a mass flow model which compiles the data from the countries overview and applies simple (user modifiable) assumptions to gauge future recycling rates and the performance of individual counties against targets. As such, this model in the first instance provides an independent assessment of the likely effect of the projects delivered through SOP1. In addition, it allows for options appraisal and sensitivity analysis in order to investigate different approaches for the next programming period. The financial results are generated by applying unit capital costs to facility annual capacities, and unit operational and maintenance costs (lower than traditional 'per tonne' gate-fee costs due to the avoidance of financing of capital expenditure and profit) to the annual waste flows.

Three Scenarios have been assessed against the Business As Usual Scenario with new waste management systems coming online by 2020 in order to meet the targets. The financial modelling gives the following key headline results:

- Business As Usual Scenario (no change to waste systems beyond SOP1 plans – hence targets not met).
- Scenario 1: systematic organic waste collection, Anaerobic Digestion (AD) and Mechanical – Biological Treatment (MBT) of residual waste.
- Scenario 2: systematic organic waste collection, Anaerobic Digestion and Energy from Waste (EfW) for residual waste.
- Scenario 3: systematic organic waste collection, Anaerobic Digestion and mixture of Biodrying and EfW for residual waste according to the identified pipeline of projects).

#### 4 CONCLUSION

The purpose of this paper is to present the developed methodology that can be widely applied in all EU countries under the scope of the revised targets set by the Directive Framework, together with the results and main finding in Romania. The approach used was to build a mass flow model for Romania's municipal waste which, county by county, considers waste collection, recycling, recovery, treatment and disposal. The mass flows identify the performance against targets and allows investigation of Scenarios which aim to meet these goals. In addition, it is used as a calculator for the capital costs of facilities and equipment associated with the proposed investments. Operational costs are also considered in order to give rounded view of the potential waste systems. A fundamental observation is that both Scenario 1 and Scenario 2 meet objectives, but the latter is considerably more costly than the former. There is merit, therefore, in the Priority Axis for the next programming period having a strong emphasis on organic waste collection, anaerobic digestion and biodrying (or biostabilisation) of residual waste. As such, under Scenario 3, we show a potential pipeline of projects for SOP2. The financial costs of building and operating these systems understandably fall between the costs of Scenarios 1 and 2. The longer term objectives considered within this work for SOP2 may suggest that those lesser progressed projects which are being pursued as part of SOP1 may be revisited and reconfigured (with updated master plans etc.). Although we have assumed that all SOP1 facilities are delivered as planned, there may remain scope for optimisation between the SOP1 and proposed SOP2 facilities.

#### REFERENCES

- JASPERS (2012a) Technical Assistance to Beneficiary Countries- Romania LOT 2: Solid Waste (2014 – 2020) – Identification of future waste management projects (2014 – 2020), Baseline Report.
- JASPERS (2012b) Technical Assistance to Beneficiary Countries- Romania LOT 2: Solid Waste (2014 – 2020) – Identification of future waste management projects (2014 – 2020), SOP2 Priority Axis and Pipeline Report.

# Umsetzung der EAG-Richtlinie in Europa und Österreich – Ein Überblick

T. Schwarz & R. Pomberger

Montanuniversität Leoben, Institut für Nachhaltige Abfallwirtschaft und Entsorgungstechnik (IAE),  
Leoben, Österreich

**KURZFASSUNG:** Rechtliche Entwicklungen im Bereich der Elektro- und Elektronikaltgeräte (EAG) wurden seit dem Inkrafttreten der Europäischen Richtlinie 2002/96/EG auf europäischer und nationaler Ebene vorangetrieben. Österreich hat sich im internationalen Vergleich bei Sammel- und Verwertungszielen gut positioniert. Durch die Neufassung der Richtlinie 2012 wird ein weiterer Schritt hinsichtlich Standardisierung der Geräte und Reduzierung der gefährlichen Inhaltsstoffe unternommen. In Österreich wird die Umsetzung der Richtlinie als Novelle der Elektroaltgeräte-Verordnung diskutiert.

## 1 EINLEITUNG

Ausgehend von der Europäischen Richtlinie 2002/96/EG des europäischen Parlaments und des Rates vom 27. Januar 2003 über Elektro- und Elektronik-Altgeräte wird folgend eine Darstellung der gesetzlichen Lage über Rücknahme und stoffliche Verwertung von Elektroaltgeräten gegeben. Bemühungen auf europäischer und österreichischer Seite sollen geschildert und Entwicklungen in der EAG-Novelle 2012 diskutiert werden.

Im österreichischen Recht ist diese Richtlinie in der „Verordnung über die Abfallvermeidung, Sammlung und Behandlung von elektrischen und elektronischen Altgeräten“, BGBl. II Nr. 121/2005 seit 30. April 2005 umgesetzt. Bis Ende 2006 wurde als Ziel eine Sammelquote von 4 kg pro Einwohner für Altgeräte der privaten Haushalte (Business-to-Consumer B2C) festgesetzt. Angestrebt werden darüber hinaus Verwertungsquoten von 50 % bis 80 % und eine regelmäßige Berichterstattung der Länder alle zwei Jahre. Dem Hersteller obliegt hiermit die Kennzeichnung und Rücknahme bzw. die konforme Verwertung der Altgeräte, meist wird dies durch ein Rücknahmesystem bewerkstelligt. Die Kosten für die Sammlung und das Recycling sind im Kaufpreis berücksichtigt (Kramer 2012).

## 2 EUROPÄISCHE GESETZGEBUNG

Durchschnittlich kann in Europa von einer Sammelquote der B2C-Altgeräte von 5,3 kg pro Einwohner ausgegangen werden, somit wurde schon 2008 das Ziel von 4 kg erreicht. Ab 2016 treten neue Sammelquoten in Kraft, die sich durch das Verhältnis der Elektroalt- und -neugeräte aus der Gesamtmasse errechnen werden (Kramer 2012). Ein europäischer Bürger verfügt 2012 im Durchschnitt über 362 kg EAG. Aufgeteilt auf die einzelnen Fraktionen ergibt sich ein „Schwerpunkt bei weißer Ware (135 kg), Kühlgeräten (63 kg), TV/HiFi Geräten (86 kg) und Computer (37 kg)“. Üblich sind Gebrauchsdauern der einzelnen Geräte von einem Jahr bis hin zu 20 Jahren, damit stellt es sich als schwierig dar genaue Aussagen über Rücklaufquoten zu machen (Friege, 2012). Österreich schneidet im europäischen Vergleich sehr gut ab, nur die skandinavischen Länder, Irland und Belgien können von besseren Rücklaufergebnissen berichten. Die österreichischen Bürger sammeln durchschnittlich mehr als 8,8 kg (Kramer 2012).

Die Annahmen über die zukünftigen EAG-Massen in der Europäischen Union gehen von 20 kg/EU-Einwohner und Jahr aus. Gewerbliche Mengen schätzt man auf 5 kg/Einwohner und Jahr sowie Kabel auf 3 kg/Einwohner und Jahr (Friege 2012). Informationen über Hersteller und Mengen an in Verkehr gesetzten Geräten müssen ausgewertet werden. Grundsätzlich wird eine

Wiederverwendung von Geräten, welche ökologischen, technischen und wirtschaftlichen Standards entsprechen, als wünschenswert angesehen. Die Finanzierung des Recyclingprozesses übernimmt gemäß EU-Richtlinie der Hersteller, der dafür Sorge tragen muss, dass das Produkt der richtigen Weiterverarbeitung zufließt und neben den entsprechenden Konstruktionsmerkmalen auch eine Kennzeichnung aufweist. An allen Sammelstellen sowie Händlern mit einem Verkaufsbereich über 150 m<sup>2</sup> können private Haushalte EAG kostenlos abgeben (EAG Koordinierungsstelle 2011).

### 3 UMSETZUNG IN ÖSTERREICH

Mit dem 13. August 2005 trat die EU Richtlinie in Form der Elektroaltgeräte-Verordnung (EAG-VO) in Österreich in Kraft und wurde somit in nationales Recht umgesetzt. Geräte, die nach diesem Zeitpunkt verkauft wurden, fallen in diesen Bereich und müssen gemäß Verordnung gesammelt und verarbeitet werden. Auch „historische“ Geräte der privaten Haushalte, das bedeutet Geräte, die vor dem 13. August 2005 in Verkehr gebracht wurden und Elektro- und Elektronikaltgeräte von Herstellern, die zum Rücknahmezeitpunkt nicht mehr bestehen, erhalten eine Ausnahmegenehmigung, um den Rücklauf an Elektrokleingeräten aus privaten Haushalten möglichst vollständig zu gewährleisten (Republik Österreich 2005).

### 4 BEVORSTEHENDE ENTWICKLUNGEN

Die Richtlinie 2012/19/EU des Europäischen Parlaments und des Rates vom 4. Juli 2012 regelt die eingedämmte Verwendung von gefährlichen Stoffen in Elektro- und Elektronikgeräten. Auf Basis dieser europäischen Richtlinie könnte eine Novelle der Elektroaltgeräteverordnung umgesetzt werden. Wichtige Themengebiete der Richtlinie umfassen eine EU-Konformitätserklärung sowie die präzisere Kennzeichnung der Geräte. Das Ziel der Novelle ist es auf EU-Ebene eine Vereinheitlichung und Standardisierung zu erreichen, die auch auf eine breite Gerätepalette ausgedehnt wird. Folgende Elektro-/Elektronikgerätegruppen fallen nun zusätzlich in den Geltungsbereich: medizinische Geräte, Überwachungs- und Kontrollgeräte, Leuchten- und elektrische Glühlampen, In-Vitro-Diagnostika und sonstige Elektro-/Elektronikgeräte. Übergangsfristen sind für einzelnen Gerätegruppen bis 2019 gestaffelt und Ausnahmen aufgelistet. Die Novelle beinhaltet insbesondere die Reduzierung gefährlicher Stoffe in Elektro- und Elektronikgeräten. Um eine Konformitätskennzeichnung und -erklärung zu erhalten, müssen Hersteller, bevollmächtigte Dritte und Vertreiber der Geräte ein Verfahren zur Bewertung der Konformität positiv abschließen. Das Verfahren setzt sich aus einer internen Fertigungskontrolle, der Bereitstellung und Bewertung technischer Unterlagen sowie einer übereinstimmenden Herstellung der Produkte mit den Unterlagen und der Konformitätskennzeichnung und Konformitätserklärung zusammen (Europäisches Parlament und Rat 2012).

### LITERATUR

- Europäisches Parlament und Rat (2012) *Richtlinie 2012/19/EU des Europäischen Parlaments und des Rates vom 4. Juli 2012 über Elektro- und Elektronikgeräte*. (Neufassung). In: Amtsblatt der Europäischen Union Nr. L 197/38 vom 24.07.2012.
- Elektroaltgeräte Koordinierungsstelle Austria GmbH (2011) Tätigkeitsbericht 2010. Online im WWW unter URL: [http://www.eak-austria.at/presse/TB/Taetigkeitsbericht\\_2010.pdf](http://www.eak-austria.at/presse/TB/Taetigkeitsbericht_2010.pdf). Stand: August 2011.
- Friege, H. (2012) *Ressourcenschonung am Beispiel der Elektro- und Elektronikaltgeräte – Grenzen des WEEE Ansatzes*. In: Müll und Abfall 02.12, pp. 80-93.
- Kramer, K. (2012) *Elektrogeräte-Recycling und Erfüllung der individuellen Herstellerverpflichtung europaweit – das Netzwerk EARN*. In: Thomé-Kozmiensky, K.J. & Goldmann, D. (2012) *Recycling und Rohstoffe Band 5*, TK Verlag, Neuruppin, 707-721.
- Republik Österreich (2005) *121. Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft über die die Abfallvermeidung, Sammlung und Behandlung von elektrischen und elektronischen Altgeräten (Elektroaltgeräteverordnung-EAG-VO)* In: Bundesgesetzblatt für die Republik Österreich, Jahrgang 2005, ausgegeben am 29. April 2005.

# Examples of Inventive Approaches in Hazardous Waste Treatment in Bulgaria

R. Anguelova

*BalBok Engineering Co., Sofia, Bulgaria*

**ABSTRACT:** Scarcity of resources requires inventive approaches towards waste management practices. Doing something simply because it's green is in the past. Hazardous wastes require interdisciplinary approaches in order to apply economically viable and at the same time environmentally sound solutions. This article presents two examples of such inventive approaches. The first is developed and realized while Bulgarian economy was still in transition, while the second is quite recent it started in 2012. Both projects can be implemented with very low budget, but have a substantial environmental effect. They are a result of the specific approach towards management of waste flows, considering among other issues the historical origin of the wastes. Based on their nature of generation, hazardous waste can be divided in two main groups: waste with historical background and waste currently generated from economic activity. Those two groups of waste require very different approaches considering their proper treatment both from environmental and economic point of view. Hazardous waste from household is attracting public attention as a result of the pursuit of safer lifestyle and understanding the mistakes made in the past.

## 1 INTRODUCTION

Based on their nature of generation, hazardous wastes can be divided in two major groups: waste with historical background and waste currently generated from economic activity. Those two groups of waste require very different approaches considering their proper treatment both from environmental and economic point of view. Why? Historically generated hazardous wastes are obsolete products or resulted from entering into force and later amendments of specific legislation (such as POPs – DDT, PCBs, etc.) or more stringent requirements towards industrial activities. The second group of wastes – currently generated by economic activities have two main sources - industry and households. Both subgroups differ, depending on quantity, conditions, availability of funds to cover the treatment costs, and public perception.

## 2 MAIN FACTORS IN WASTE MANAGEMENT DECISION MAKING

When any decision on waste treatment scenario is taken, several main factors need to be quantified and considered. These factors are:

- Total amount of waste accumulated or generated per year,
- Types of waste based on their chemical and physical characteristics,
- Number of sites, where waste is stored and/or generated,
- Available financial means to cover the costs for each treatment/disposal scenario,
- Existing capacities for waste treatment on-site or off-site and
- Possibilities to find industrial application of scientific methods for waste treatment.

In general the location of historically generated waste is known, or can be identified, based on inventories. The costs for disposal of these waste are covered mainly from the country's budget or financial help from abroad. The waste from industry and households should be well



known per type, quantities, and sources of generation and they are subject to special programs for waste management on municipal or national level.

From environmental point of view, historically generated hazardous wastes present huge problems due to their toxicity and sometimes persistence, and sometimes improper storage conditions. From economical point of view, their disposal require significant funding, which may lead to big financial burden, especially for an economy in transition, what was the case in Bulgaria before entering EU.

Generation of waste from industry depends on the production or economical development and in a simple equation, costs are covered by income of companies. For that reason, proper economic behaviour should lead (when the environmental legislation is in place) to proper industrial hazardous waste management. On the other side, household waste sources are scattered, the quantities of hazardous wastes are small, and the people who are holders of this waste most often are not specialists in proper storage and handling of, for example, mercury containing products, or corrosive substances. Not to mention that there is underestimation among people on the importance of proper handling of these wastes.

The first step in the scenarios development, which is a subject of this report, was to identify, collect and compare the available information. Collection of information was done from different sources: inventories, statistical data, personal visits of sites, review of researches with various purposes, including public expectations from waste treatment technologies. The second step was the search for a possible utilization of existing capacities/infrastructure that would minimize the need of capital investments.

Using this approach solutions for two main pending environmental problems in Bulgaria – i.e. old and banned pesticides, and hazardous waste from households could be developed and implemented.

### 3 DISPOSAL OF OLD AND BANNED PESTICIDES

The here presented approach for disposal of old pesticides called 6ST (six-step-technology) was applied for more than 7,500 tons of old pesticides in Bulgaria between 1998 and 2009. It is based on characteristics of the container B-B cube, designed for storage and transportation of intermediate level radioactive waste and for hazardous waste (Jeliazkova 1993). The tests of the container performed during its approval for radioactive waste storage proved that its design guarantee physical longterm stability under heavy conditions. The container already was in regular production, which eliminates the need of capital investments in new facilities.

The second milestone of this project is the specially developed technology for solidification of old pesticides. Longterm storage concept requires predictable behaviour of the waste over many (hundreds) years. Thus, repackaging of solid pesticides to prevent possible reactions in the container and solidification of liquid pesticides is obligatory. The last step of the process - elimination of the pollution from improper storage of pesticides is achieved by removal and neutralizing of waste residues and treatment of the contaminated soil around the premises by company developed method for land treatment.

The six steps to realize a pesticide disposal project are as follows:

- Step 1 includes estimation of the quantities of the waste at given location (store, town, municipality) and preparation of the project's budget, together with logistics, risk assessment and an emergency plan.
- Step 2 is re-packaging of solid obsolete pesticides.
- Step 3 is physicochemical in-situ treatment of obsolete pesticides, based on the state of the art solidification and stabilisation technology. The final product of this treatment is solid, with compressive strength of over 3.5 Mpa and low leachability under 1.10 – 2 g.cm/day.
- Step 4 is filling the container B-B cube with the re-packaged and treated as waste described in Step 3. The waste packages are placed in the container together with sorbent. The container is closed and sealed with hydroisolation layer.
- Step 5 includes construction of a site (if needed) and storage of the containers on it.
- Step 6 is the final removal and neutralization of the hazardous residues from the floor and walls of emptied stores and from polluted soil around the stores.

Disposal of pesticides in B-B cubes is according to D12 – permanent storage operation. Fig 1 presents the yearly implementation of the approach in the country between 2001 and 2011.

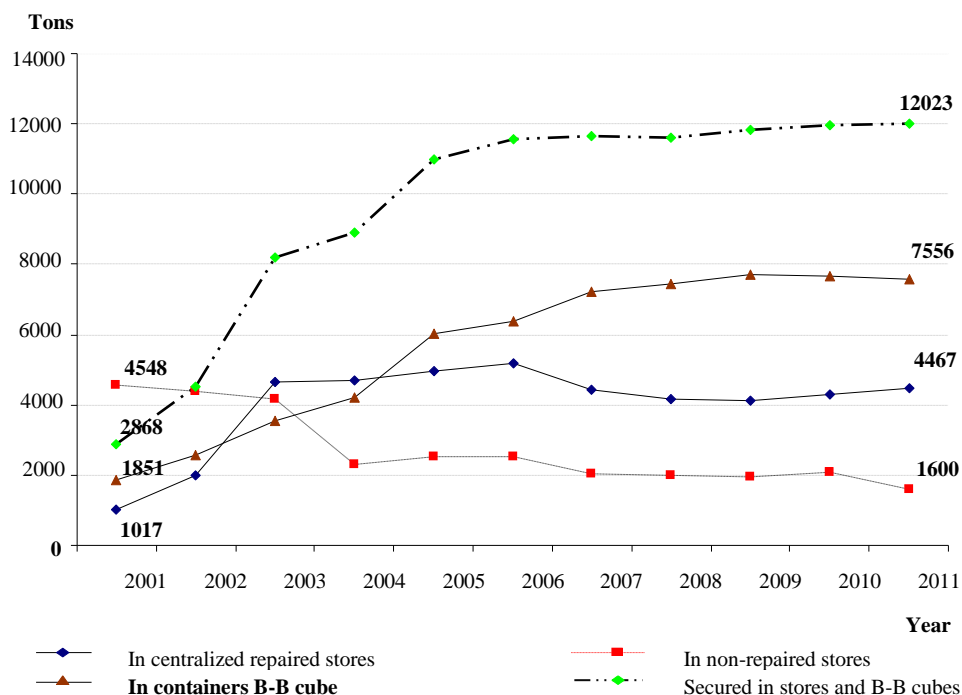


Fig. 1: Old and banned pesticides in Bulgaria, type of storage and disposal, MOEW, EEA – Bulgaria – Updated National Action Plan on POPs Management in Bulgaria, 2012 – 2020

Before developing of this approach, the only option achievable with the short national funds was regular repackaging and partial reconstruction of existing buildings, mostly unfit for safe storage of pesticides. The availability of this reported new approach made it possible for governmental officials to create a well working system for elimination of the acute risks from improper storage of these hazardous waste.

#### 4 HAZARDOUS WASTE FROM HOUSEHOLD

The hazardous waste from households represent a challenge for any municipal authority in Bulgaria. First of all, because the European Standard practices required by foreign experts and representatives of municipalities are extremely costly, and require building of collection stations and further disposal and recycling of the collected waste. By reviewing all possibilities for inexpensive waste collection, combining options for communication with the population, utilizing the existing experience and capacities for treatment of hazardous waste from industry, we have developed a unique system for separate collection of hazardous waste from households. Hazardous waste is collected free of charge from the households by request, and every month at a Mobile Collection Point.

The System is in place since January 2012 (waste collection started in February), and it raised great positive response from the citizens of Sofia. Details of the collection rates and how the system is proving its sustainability.

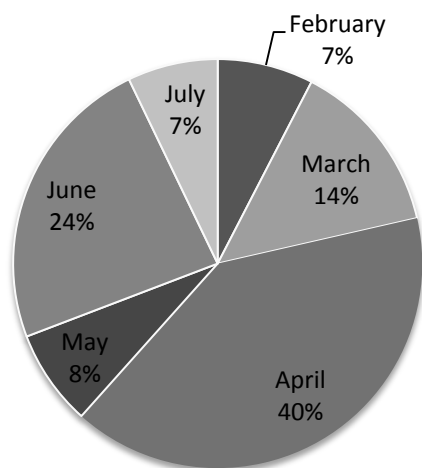


Fig. 2: Collection rate for the first six months of the project in the municipality of Sofia, 2012

The data shown in on Fig. 2 is not based on kg, but in number single of waste collections, as it is more important to see how many citizens have used the System. Considering the fact that in Bulgaria there was no tradition in separate collection of hazardous waste from households, at all, the system mainly was designed to meet the expectation of the families who feel responsible for environment. The system is available every working day, every month in a different location at a Mobile Point. In April 2012 we had three consecutive days with Mobile Collection Points. This campaign was dedicated to the “Earth Day”, and expectations proved right. First – the importance of the date made people more active, and second – the first day of the campaign in fact served as an announcement for the second day. The third day of the campaign turned out to be three times less successful in terms of people visiting the collection point. On the other hand, the requests for collection of waste from the households (per address) should not depend on the environmental data, as these informations are more private. Yet, April is the month with most collections taking place from households.

The novelty in the System, is that it focuses on the convenience of the people and at the same time the municipality pays the costs for the collected waste instead of investing in building and operation of an own collection center. The hazardous waste from household collected by this new approach presented here is treated together with the hazardous waste stream from industry, thus assuring compliance with high waste management standards.

## 5 CONCLUSIONS

In both reported cases (i.e. disposal of old pesticides and collection of hazardous waste from household) high environmental standards were achieved with substantial reduction of necessary funding and high appreciation by the public. They are good examples of innovative interdisciplinary approaches and successful attempts to utilize existing capacities in the country without compromising current environmental standards. In addition, these projects were implemented within a year only after being revealed to the authorities due to their low risk, which additionally proves their environmental importance.

## REFERENCES

- Jeliazkova, L. (1993) Reliability Aspects of RAW Treatment and Storage Issues and Technology, In: *Proceedings of the Waste Management Symposia*, 159-163.  
 Updated National Action Plan on POPs Management in Bulgaria, 2012 – 2020.

## Licensation of a RDF-CHP Plant for Power and Process Steam Generation

C. Weiler & V. Grotefeld  
*Grontmij GmbH, Cologne, Germany*

**ABSTRACT:** At the end of 2006, the Tönsmeier Gruppe and Solvay Infra GmbH decided to start the design of a new RDF combined heat and power plant (CHP). The CHP-plant serves as power production and process steam supply (240 tons/h) of Solvay's chemical plant in Bernburg. As fuel, Refuse Derived Fuel (RDF) with a heating value between 10.5 – 18 MJ/kg is used. The plant with three combustion lines has a maximum RDF-capacity of 552,000 tons/year and is the second largest RDF-combustion plant in Germany. The combustion takes place on a water-cooled grate which is followed by a steam boiler with a horizontal arranged super-heater. The NO<sub>x</sub>-reduction is achieved with SNCR-technology (using urea). Solvay's sodium bicarbonate and activated-brown-coal-coke is used for the subsequent flue gas cleaning. After starting the planning in October 2006, the application for the erection permit was submitted in June 2007 and granted by the state administration in February 2008. First RDF-fire was reached in November 2009. During the licensation process, also a flora-fauna-habitat compatibility study was necessary. Actually in 2012 it is possible to calculate nitrogen and acid deposition including wet and dry deposition by the program LASAT in Germany with more accuracy. This is shown for a power plant and a material landfill as an example.

### 1 INTRODUCTION

At the end of 2006, the Tönsmeier Gruppe and Solvay Infra GmbH decided to start the design of a new RDF combined heat and power plant (CHP). The CHP-plant serves as power production and process steam supply (240 tons/h) of Solvay's chemical plant in Bernburg. Grontmij GmbH was chosen as general planner, consultant for the licensation process and general surveyor for the erection and start of operation of the plant. The site of the plant at the beginning of the planning process is shown in the following picture.

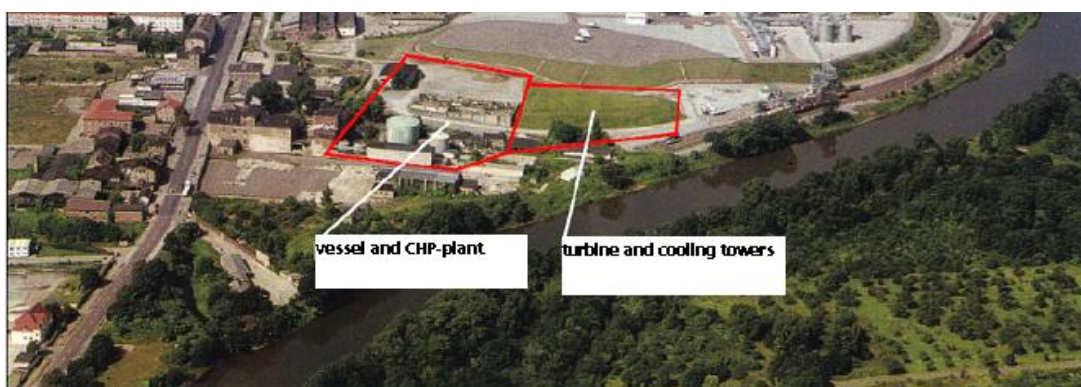


Abb. 1: Site of the plant

## 2 LICENSATION PROCESS

At Grontmij GmbH we normally start the licension process for RDF-combustion plants with a market review for the waste available for the plant concerning transport distance, price and amount of waste and heating value. In the case of the RDF-plant in Bernburg, Tönsmeier as regional waste disposal company already had access to the necessary waste for the plant and was already operator of different waste pre-treatment plants in the federal state. For this reason, Refuse Derived Fuel (RDF) with a heating value between 10.5 – 18 MJ/kg and a capacity of 552,000 tons/year was chosen for the design of the plant. After a first basic design of the RDF-plant by Grontmij, in October 2006 without a plant manufacturer, the licension process was started with the so-called scoping for the environmental impact assessment. Since we already made a detailed immission prognosis with a research concerning the actual air immission data in the region for the scoping-paper further measurements concerning air quality were not necessary. As an example for the immission prognosis for the parameter  $\text{NO}_x$  as  $\text{NO}_2$  the additional maximum concentration is only  $0.4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . All parameters according to 17. BImSchV were calculated and evaluated.

All additive immissions were negligible according to the German TA Luft 2002 except Cadmium for deposition. For this parameter enough data were already measured in the surrounding of the site in Bernburg. Therefore, own measurements for air quality were not necessary for the project.

Additional to the technical permit application, nearly all special expertise were conducted and reported by Grontmij:

- Environmental impact assessment,
- Air pollution prognosis,
- Prognosis of odour immissions,
- Fire safety study,
- Safety analysis,
- Explosion protection study,
- Risk assessment for the employees and
- Flora-fauna-habitat study.

Separate licenses for water were not necessary because existing licenses of Solvay for the site could be used. The application for the erection permit was submitted in June 2007 and granted by the state administration in February 2008. The permit for operation was granted in 2009 during the erection. Only a small amount of data and actualization of papers was necessary from the deliverers of the plant to gain this permit. Beside a very active citizens' action committee against the plant, there was only one claim of one person at court against the application. This was withdrawn one year after filing of the action at court.

## 3 ERECTION AND START OF OPERATION

The preparation of the brown field started right after the first partial permit was granted by the authorities in February 2008. The first concrete was poured in April and the first boiler column was set in August 2008. Despite the disadvantage of an overheated market, the supplier was able to start the first combustion line with RDF in November 2009. The other two lines followed approximately one respectively two month later. The test runs for each line and the whole plant could be concluded in May 2010.

## 4 CALCULATION OF EUTROPHICATION AND ACIDIFICATION

During the licension process for the RDF-CHP plant, also a flora-fauna-habitat compatibility study was necessary and made by Grontmij. An according to the flora-fauna-habitat guideline protected area is in the distance of more than 1 km to the plant, so that the study was inalienable. It was shown that the forest and the protected area (Nienburger Auwald-Mosaik DE 4136-301 (FFH 0103) partial site Dröbelscher Busch) could not be influenced significantly by the

project even when a planned new main street (B6n) was also added in the immissions in the forest area. This calculation was done according to TA Luft 2002 only considering dry deposition when calculating the resulting concentrations. The resulting figures are given in the following table by calculation with a time series for wind distribution according TA Luft 2002.

Tab. 1: Additional concentrations for air pollutants according 22. BImSchV

	allowed im- mission level 22. BImSchV	preload	additional immission RDF-CHP	additional immission B6n street	total - immission
NO <sub>2</sub> (average per year) [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	40 (protection of health)	21 (site near city)	0.06	< 1.0	< 22.06
NO <sub>x</sub> as NO <sub>2</sub> (aver- age per year) [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	30 (protection of vegetation)	17 (forest site)	0.18	< 3	< 20.2

Actually in 2012 it is possible to calculate nitrogen and acid deposition including wet and dry deposition by the program LASAT in Germany with more accuracy. With the results of this program it is possible for Grontmij to calculate the deposition of nitrogen in  $\text{g N}/(\text{ha} \cdot \text{a})$  and acid in  $\text{eq (N+S)}/(\text{ha} \cdot \text{a})$  in protected areas and sensible biotops. Additional depositions are insignificant (irrelevant) if they are not higher than 3 % of the critical loads for the cumulated projects in the area or a single project. The critical loads for biotops can be calculated by the BERN-Modell (Schlutow & Hübener 2004) of Öko-Data concerning the potential and actual plant society in the biotope and the soil. The critical load is the tolerable no effect level for a deposition over 100 years in the biotope. In Germany, the preload is often higher than the critical load especially for nitrogen and not so often for acidification. In this cases, the 3 % additional deposition is accepted at court as negligible, that means it has no relevance.

The deposition for nitrogen and acid is shown for a power plant and a material landfill as examples in the following tables for the sensible biotops in the FFH-areas near to the plant. The calculation is done for the most expositioned points (BP) in the sensible biotops:

Tab. 2: Depositions of nitrogen for a gas- and steam turbine power plant 1.200 MW in an FFH-habitat area cumulated with a planned cement kiln (FFH 5 km away)

BP	LRT / EHT	CL BERN / (CL Bob- bink) kg N/(ha a)	preload with MKVA kg N/(ha a)	additional GuD / GuD+killn) kg N/(ha a)	total GuD / (GuD+killn) kg N/(ha a)	add. / CL %	rele- vance
3	6510 B	37.3 (20 – 30)	26.27	0.009 (0.059)	26.28 (26.33)	0.02 (0.16)	no rele- vance
4	91E0* B	16.5 (10 – 20)	32.82	0.008 (0.109)	32.83 (32.93)	0.05 (0.66)	no rele- vance
5	91E0* C	16.5 (10 – 20)	32.84	0.008 (0.124)	32.85 (32.96)	0.05 (0.75)	no rele- vance

\* priority habitat

BP = monitoring point

BERN = critical load calculated by BERN model

LRT = habitat type

Bobbink = critical load after table of Bobbink (Bobbink & Ackermann 2003)

EHT = condition of the habitat type

GuD = gas and steam turbine power plant

CL = critical load

Tab. 3: Depositions of acid for a gas- and steam turbine power plant 1.200 MW in an FFH-habitat area cumulated with a planned cement kiln (FFH 5 km away)

BP	LRT/EHT	CL BERN	preload with MKVA	additional GuD/(GuD + kiln)	total GuD/(GuD + kiln)	add./CL	relevance
		eq N+S/ (ha a)	eq N+S/ (ha a)	eq N+S/ (ha a)	eq N+S/ (ha a)	%	
3	6510 B	2,385	3,036	1.7 (15)	3,038 (3,051)	0.07 (0.63)	no relevance
4	91E0* B	2,097	3,717	1.3 (34)	37,18 (3,751)	0.06 (1.62)	no relevance
5	91E0* C	2,097	3,717	1.3 (39)	3,718 (3,756)	0.06 (1.86)	no relevance

Tab. 4: Depositions of nitrogen for a material landfill (FFH 300 m away)

BP	LRT/EHT	CL BERN	preload	add. landfill	add./CL	relevance
		kg N/(ha a)	kgN/(ha a)	kgN/(ha a)	%	
1	9,110	15.15	29.43	0.280	1.8	no relevance
2	91E0*	25.8	30.1	0.029	0.11	no relevance
3	(6,430)	17.28	24.49	0.499	2.9	no relevance

Tab. 5: Depositions of acid for a material landfill (FFH 300 m away)

BP	LRT/EHT	CL BERN	preload	add. landfill	add./CL	relevance
		eq N+S/(ha a)	eq N+S/(ha a)	eq N+S/(ha a)	%	
1	9,110	1,638	3,495	20.0	1.22	no relevance
2	91E0	2,721	3,558	2.1	0.08	no relevance
3	(6,430)	1,581	2,933	35.7	2.26	no relevance

## 5 CONCLUSION

Grontmij GmbH (680 employees; in the Grontmij Group with 9,000 employees) is capable of planning, liscensation management and survey of erection of large scale modern RDF-fired CHP plants in very short time. All needed experts are available in-house even for special prognosis of eutrophication and acidification from large projects. This calculations and evaluations can also be made for landfills near flora-fauna-habitat areas. The Grontmij Group has an extensive network of experts and offices e.g. in Belgium, Denmark, France, Great Britain, Hungary, the Netherlands, Poland, Romania, Sweden and of course Germany.

## LITERATURE

- Bobbink, R. & Achermann, B. (2003) *Empirical critical loads for nitrogen*, Expert workshop Berne. 11 – 13. November 2002, Environmental Documentation 164 AIR, SAEFL.
- Schlutow, A. & Hübener, P. (2004) *The BERN Model: Bioindication for Ecosystem regeneration towards natural conditions*. UBA Texte 22/04, Umweltbundesamt Berlin, p. 50.
- TA Luft 2002: TA Luft 02 – Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft (technical guideline).
17. BImSchV: Verordnung über die Verbrennung und die Mitverbrennung von Abfällen (17th Federal Immission Control Ordinance).
22. BImSchV: Verordnung über Immissionswerte für Schadstoffe in der Luft (22 nd Federal Immission Control Ordinance meanwhile integrated in 39 th Federal Immission Control Ordinance).

## Klimagasmonitoring mit innovativer Fernmessmethode

M. Hrad & M. Huber-Humer

*Institut für Abfallwirtschaft, Universität für Bodenkultur Wien, Österreich*

M. Piringer

*Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik*

**KURZFASSUNG:** Im Rahmen eines Forschungsprojektes werden Optimierungspotentiale zur Effizienzsteigerung von diversen Verfahrenseinheiten und Anlagenteilen bei Biogasanlagen mit Hilfe einer optischen Fernmessmethode erhoben. Parallel dazu wird basierend auf den realen Messwerten ein Quantifizierungstool für klimarelevante Gasemissionen zur Anwendung bei Biogasanlagen entwickelt. Das erstellte Modell soll soweit wie möglich verallgemeinert bzw. im Rahmen einer Dissertation für die Anwendung auf anderen abfallwirtschaftlichen Anlagen (Deponien, Kompostierungsanlagen etc.) angepasst werden, um mit minimal nötigem Aufwand auch die THG Emissionen dieser Anlagen erfassen zu können. Ziel ist es, durch die geplanten Untersuchungen ein verallgemeinertes Monitoringtool mittels optischen Fernmessverfahren zu entwickeln, welches die THG-Emissionen rasch und mit effizient zu quantifizieren vermag.

### 1 EINLEITUNG

Die Messung und Bewertung diffuser Emissionen von Abfallbehandlungsanlagen und Deponien, insbesondere von Methan, stellen eine wichtige Voraussetzung dar um die Einhaltung geforderter Grenzwerte nachzuweisen. Bisherige Emissionsmessungen basierten meist auf konventionellen Punktmesssystemen (Haubenmesstechnik, FID-Rastervermessung), die diffuse Emissionen naturgemäß nicht vollständig kontrollieren und erfassen. Insgesamt hat eine Vielzahl internationaler Studien in den letzten Jahren die Leistungsfähigkeit optischer Fernmessverfahren in Verbindung mit meteorologischen Messungen (Ultraschall-Anemometer) und Ausbreitungsmodellierungen gezeigt. Dabei werden neben den häufig eingesetzten Open-Path Fourier Transform Infrared (OP-FTIR) und Ultraviolet Differential Absorption Spectroscopy (UV-DOAS) auch Open-Path Tunable-Diode-Laser-Spectroscopy (OP-TDLS) eingesetzt. Dieser Trend ist insbesondere international zu erkennen (Nordeuropa, USA) und bezieht sich auf vielfältige Einsatzgebiete, wie z.B. dem landwirtschaftlichen Sektor (McGinn et al. 2006) als auch auf Deponieflächen (Galle et al. 2001, Scheutz et al. 2011). Die Vorteile dieser neuen Technologien liegen darin, große Flächen schnell optisch abzuscannen und die Gasflüsse an der Oberfläche bzw. Austrittsstelle nicht zu beeinflussen. Weiters sind auch Messungen über unzugänglichen Gebieten bzw. Bereichen möglich.

Da der Volumenstrom des zu quantifizierenden Gases beim Austritt aus der Oberfläche nicht direkt bestimmt werden kann, muss man z.B. mit Hilfe eines Ausbreitungsmodells und den gleichzeitig gemessenen meteorologischen Daten (Wind, Luftdruck, etc) auf die Emissionsrate zurück rechnen. Die Wahl eines für die gegenständliche Fragestellung geeigneten Ausbreitungsmodells (Gauß-, Lagrange- und Eulermodelle) hängt u.a. von den Standortbedingungen (Komplexität der umliegenden Gebäude und des Geländes) ab und ist somit maßgeblich für die Ermittlung von Emissionsströmen. Eine zweite Möglichkeit besteht in der Verwendung von Tracergasen, wodurch die gemessenen Konzentrationen direkt in einen Volumenstrom (= Emissionsrate) überführt werden können. Im Allgemeinen beruht die Tracergas-Methode auf der Annahme, dass sich das Tracergas, welches bei einer Emissionsquelle mit bekanntem Volumenstrom freigesetzt wird, genauso in der Atmosphäre verhält, wie das zu quantifizierende Gas.

Im Rahmen eines zur Zeit laufenden Forschungsprojektes wird gemeinsam mit der Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik (ZAMG) ein Ausbreitungs- und Quantifizierungsmodell



für Treibhausgas (THG) Emissionen ( $\text{CH}_4$  und  $\text{CO}_2$ ) aus Biogasanlagen entwickelt. Dabei wird in einer 1-jährigen Messkampagne (Beginn Oktober 2011) eine THG-Gesamtbilanz einer, für Österreich repräsentative, Biogasanlage erstellt bzw. Methanfrachten aus diversen Anlagenteilen und Verfahrenseinheiten (Gärrestlager, Gasspeicher, etc.) quantifiziert. Im Frühjahr 2013 sollen abschließende Messkampagnen begleitet durch Tracergastests ( $\text{C}_2\text{H}_2$  als Tracer) an mehreren Biogasanlagen durchgeführt werden, um den Einsatz des Quantifizierungsmodells zu kalibrieren bzw. zu validieren. Das erstellte Modell soll soweit wie möglich verallgemeinert bzw. im Rahmen einer Dissertation für die Anwendung an anderen abfallwirtschaftlichen Anlagen (Deponien, Kompostierungsanlagen, etc.) angepasst werden, um mit minimal möglichem Aufwand auch die THG Emissionen dieser Anlagen erfassen zu können.

## 2 MESSPRINZIP

Trotz des zunehmend großen Einsatzbereiches der optischen Fernmessmethodik, gibt es zurzeit weltweit nur wenige Firmen, die für den Feldeinsatz geeignete und robuste Geräte anbieten. Im vorliegenden Projekt kommt das tragbare und feldtaugliche open-path Messgerät „GasFinder 2.0“, basierend auf dem TDLS System, der kanadischen Firma Boreal Laser Inc zum Einsatz (siehe Abb. 1). Dieses funktioniert auf dem Messprinzip der "Einlinien-IR-Spektroskopie". Die Laserdiode ist mit einer spezifischen Wellenlänge auf das zu quantifizierende Gas eingestellt (z.B. 1650 nm für  $\text{CH}_4$ ), wodurch eine Querempfindlichkeit auf andere Gase ausgeschlossen werden kann. Die Absorptionslinie des Messgases liegt im nahen IR-Bereich und wird zwischen der Lichtquelle (Laserdiode) und einem Retroreflektor in einer offenen Messstrecke gemessen. Aus dieser Absorption wird die mittlere Gaskonzentration über die gesamte Messstrecke ( $\text{ppm} \cdot \text{m} = \text{Produkt aus Konzentration und Länge der Messstrecke}$ ) berechnet. Durch eine ständige interne Kalibrierung läuft die Messung über lange Zeit stabil.

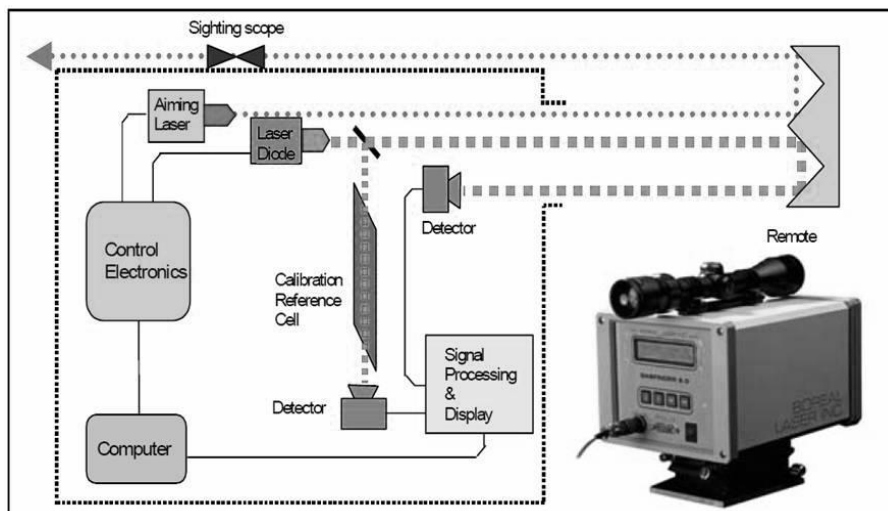


Abb. 1: Schematischer Aufbau des GasFinder ® 2.0 (Boreal Laser Inc.)

## 3 AUSBREITUNGSMODELL

Mittels Ausbreitungsrechnung wird, basierend auf der resultierenden Gaskonzentration und den vor Ort gemessenen meteorologischen Parametern (Windrichtung, Windgeschwindigkeit, atmosphärische Stabilität) mithilfe eines portablen dreidimensionalen Ultraschall-Anemometers, die Emissionsrate berechnet.

Die modellbasierte Ermittlung der  $\text{CH}_4$ - und  $\text{CO}_2$ -Emissionen erfolgt mit dem Ausbreitungsmodell LASAT (Lagrangian Simulation of Aerosol-Transport, Janicke 1985, 2007). LASAT basiert auf dem so genannten Backward-Lagrange-Modell, welches die Emissionsraten durch eine inverse Dispersionstechnik im Zeitverlauf rückrechnet (Schauberger et al. 2011, Flesch et al.

2005). Dabei können bodennahe Emissionen einer beliebigen Quellgeometrie (Punkt-, Flächen-, Volumen- und Linienquellen) berechnet werden. Neben der Berechnung von Konzentrationsfeldern in der Ebene kann auch der Einfluss von komplexem Gelände (z.B. Bebauung) mithilfe einer Windfeldsimulation berücksichtigt werden. Das Modell berechnet den Spurenstofftransport in der Atmosphäre bei Windgeschwindigkeiten  $\geq 0,5$  m/s. Mittels folgender Formel werden die gemessenen Gaskonzentrationen  $C$  ( $\text{mg m}^{-3}$ ) in eine Emissionsrate  $Q$  ( $\text{mg s}^{-1}$ ) umgerechnet, wobei  $Q_0$  eine Einheitsemission und  $C_0$  die dazugehörige Immission darstellt:

$$Q = C * \frac{Q_0}{C_0} \quad (1)$$

#### 4 ERGEBNISSE UND AUSBLICK

Biogasanlagen bestehen üblicherweise aus einer komplexen Gebäudestruktur, die für die Bestimmung der Methanfrachten aus diversen Anlagenteilen und Verfahrenseinheiten (Gärrestlager, Gasspeicher, etc.), eine Herausforderung darstellt. Die Simulation eines dreidimensionalen Windfeldes, welches die Besonderheiten des Strömungsgeschehens in der Umgebung von Gebäuden berücksichtigt, stellt somit eine Voraussetzung für die Modellierung des Spurenstofftransports dar. Das Ausbreitungsmodell LASAT berechnet die Strömungsverhältnisse sowie die Turbulenzen in der Umgebung von Bauten. Dabei werden Windfelder für unterschiedliche meteorologische Bedingungen (z.B. atmosphärische Stabilität, Windrichtung) simuliert. Abb. 2 zeigt ein Beispiel einer Windfeldsimulation unter Berücksichtigung der vorhandenen Bebauung einer Biogasanlage.

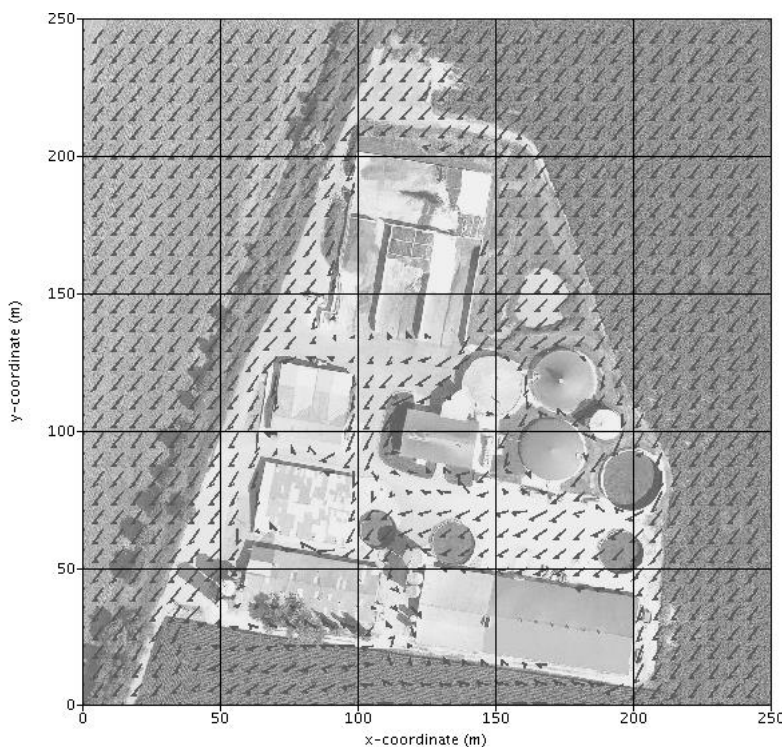


Abb. 2: LASAT Windfeldmodell (neutral atmosphärische Stabilität, Windrichtung  $40^\circ$ )

Mit den Ergebnissen des Projektes und der Dissertation soll ein Quantifizierungstool zur Verfügung stehen, welches sich zukünftig als eine mögliche Standardmethode für Emissionsmessungen von Treibhausgasen in unterschiedlichen Einsatzbereichen in der Abfallwirtschaft etablieren könnte.

## 5 DANKSAGUNG

Das Projekt wird gefördert durch den „Klima- und Energiefonds“ im Rahmen des Programmes „Neue Energien 2020“.

## LITERATUR

- Galle, B., Samuelsson, J., Svensson, B. & Borjesson, G. (2001) Measurements of Methane Emissions from Landfills Using a Time Correlation Tracer Method Based on FTIR Absorption Spectroscopy, *Environ. Sci. Technol.* 35, 21-25.
- Janicke, L. (1985) Particle simulation of dust transport and deposition and comparison with conventional models, Air Pollution Modeling and its Application IV (Ed. C. de Wispelaere). *Plenum Press*, N.Y., 759-769.
- Janicke, U. & Janicke, L. (2007) *Lagrangian particle modeling for regulatory purposes: A survey of recent developments in Germany*, Proc. 11th Conf. on Harmonisation.
- McGinn, S.M., Flesch, T.K., Harper, L.A. & Beauchemin, K.A. (2006) An approach for measuring methane emissions from whole farms. *J Environ Qual* 35, 14-20.
- Schauberger, G., Piringer, M., Knauder, W. & Petz, E. (2011) Odour emissions from a waste treatment plant using an inverse dispersion technique, *Atmos. Env.* 45, 1639- 1647.
- Scheutz, C., Samuelsson, J., Fredenslund, A. M. & Kjeldsen, P. (2011) Quantification of multiple methane emission sources at landfills using a double tracer approach, *Waste Management* 31, 1009-1017.

# Behandlungsoptionen einer MBA-Schwerfraktion – ökonomischer und ökologischer Vergleich

M. Meirhofer & M. Sommer  
Bioenergy2020+ GmbH, Pinkafeld, Österreich

A. Ragoßnig  
FHS Burgenland GmbH, Pinkafeld, Österreich

D. Rixrath  
Forschung und Technologietransfer Pinkafeld GmbH, Pinkafeld, Österreich

**KURZFASSUNG:** In MBA- und Splittinganlagen entstehen während der Behandlung der Abfallströme neben gewünschten und zum Teil als Sekundärrohstoffprodukt absetzbaren Outputströmen auch Restfraktionen, wie aus kubischen Partikeln zusammengesetzte Schwerfraktionen, welche einer weiteren Behandlung bedürfen. Diese Fraktionen enthalten neben inerten Anteilen auch kohlenstoffreiche brennbare Anteile, welche nicht biologisch abbaubar sind und einer Deponierung der Stoffströme entgegenstehen. In der gegenständlichen Forschungsarbeit wurden Behandlungsalternativen zur thermischen Behandlung einer Schwerfraktion der MBA-Oberpullendorf untersucht, sowohl ökonomisch als auch ökologisch bewertet und in Form einer Szenarioanalyse einem gesamtheitlichen Vergleich unterzogen. Als Aufbereitungsalternativen wurden mechanische Trenntechnologien (Querstromsichtung, Nasssetzverfahren und Siebklasierung nach vorhergehender selektiver Zerkleinerung) und sensorbasierte Sortiertechnologien (Nahinfrarot und Röntgentransmission) in Betracht gezogen.

## 1 EINLEITUNG

Der untersuchte Stoffstrom (Korngröße: 20 – 80 mm) der MBA-Oberpullendorf entsteht durch Behandlung von Hausmüll und hausmüllähnlichem Gewerbeabfall. In der Anlage durchlaufen die angelieferten Abfälle eine Zerkleinerung, diverse Siebstufen und Metallabscheidungen (Fe und NE), eine Vorrotte und eine ballistische Separation. In Abb. 1 wird dies grafisch dargestellt und die untersuchte Schwerfraktion farblich hervorgehoben. Die Zusammensetzung des zu behandelnden Stoffstroms wurde im Vorfeld der Untersuchung ermittelt, in Abb. 2 wird diese dargestellt. Ein Massenverhältnis von rund 40 % inerter Anteile und rund 60 % brennbarer Anteile charakterisiert den Stoffstrom.

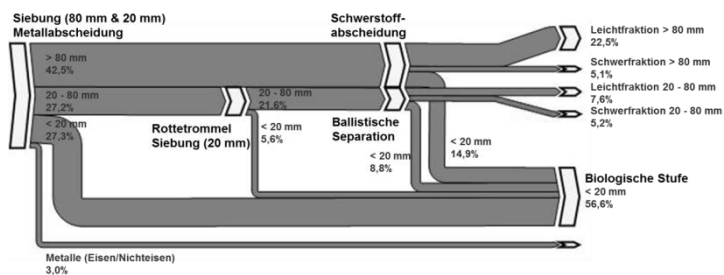


Abb. 1: Anlagenschema der MBA-Oberpullendorf, betrachtete Schwerfraktion nach ballistischer Separation farblich hervorgehoben (Meirhofer et al. 2010).

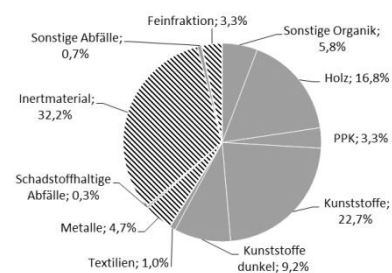


Abb. 2: Zusammensetzung des betrachteten Abfallstroms

Die technische Beurteilung der Technologien erfolgte anhand von Vergleichsparametern. Diese bewerten zum einen die Güte der Trennung brennbarer und inerter Bestandteile und zum anderen die Qualität der Produkte. Ergänzt wird diese auf manuellen Sortierungen basierende Bewertung durch chemische Analysen. Der Fokus der Trennung des Stoffstroms lag auf der Qualität des Inertstoff-angereicherten Produkts (Schwerfraktion), welches die Kriterien lt. Deponieverordnung für die Ablagerung auf einer Massenabfalldeponie erfüllen sollte. Die erzeugte brennbare Leichtfraktion wurde hinsichtlich einer Einsetzbarkeit als Ersatzbrennstoff analysiert.

## 1.1 Versuchsergebnisse / technische Umsetzbarkeit

Die Auswertung der manuellen Sortierungen und der diese ergänzenden chemischen Analysen zeigten, dass die Anwendung aller erprobten Aufbereitungstechnologien die Erzeugung einer deponiefähigen Schwerfraktion gewährleisten konnte. Die höchsten Reinheiten der Schwerfraktion konnten bei dem Setzverfahren (Jigger), dem Querstromsichter (QSS) und dem Röntgentransmissionsverfahren (XRT) erzielt werden, dies spiegelte sich in den Ergebnissen der chemischen Analysen insbesondere den Brennwerten wider. Das Nah-Infrarot (NIR)-Verfahren konnte dieses Niveau, durch den Verbleib brennbarer Anteile in der Schwerfraktion, nicht erreichen. Fehlasträge in die Leichtfraktion führten zudem zu einer wesentlichen Massenerhöhung der Leichtfraktion. Mit dem Setzverfahren, welches als einzige nass betriebene Technologie ausgewählt wurde, konnte in der Schwerfraktion der niedrigste Brennwert erzielt werden. Die Reinheiten der beiden Produktströme gegenüber den anderen erprobten Technologien waren überdurchschnittlich. Die Beurteilung der Siebung nach selektiver Zerkleinerung erfolgte aufgrund der geringen Korngrößen des Produkts nicht mittels stofflicher Charakterisierung sondern über Berechnungen und theoretische Betrachtungen basierend auf Sieb- und Brennwertanalysen der dabei erzeugten Korngrößenklassen. Als Ergebnis ließ sich auch hier die Einsetzbarkeit des Verfahrens zur Erzeugung einer deponierbaren Fraktion ableiten. In Abb. 3 ist die Zusammensetzung der bei den Versuchen erzeugten Produkte vereinfacht dargestellt (brennbare vs. inerte Anteile) (Meirhofer et al. 2012).

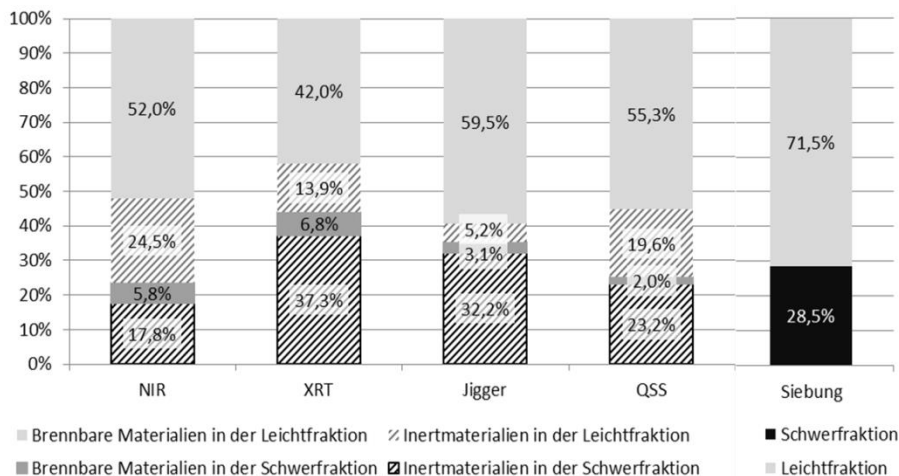


Abb. 3: Vergleich der Zusammensetzung der Produktströme nach der Behandlung mit den erprobten Aufbereitungstechnologien (Meirhofer et al. 2012 modifiziert)

## 1.2 Datengrundlagen für die ökonomische sowie ökologische Bewertung

Die Basis für die ökonomischen und ökologischen Betrachtungen bilden die Ergebnisse aus den Versuchsdurchführungen sowie vom Anlagenbetreiber zur Verfügung gestellte Daten. Die betrachteten Szenarien zur Stoffstromlenkung werden mit dem Referenzszenario (Ist-Zustand) ökonomisch und ökologisch verglichen. Im Referenzszenario erfolgt eine thermische Behandlung des Abfallstromes in einer industriellen Abfallverbrennung (Wirbelschicht). Durch die Implementierung verschiedener Aufbereitungstechnologien entstehen unterschiedliche Produktströme (Schwer- und Leichtfraktion). Die generierte Schwerfraktion wird auf einer Massenabfalldeponie abgelagert. Die Leichtfraktion wird einer industriellen Abfallverbrennung zugeführt.

Die ökonomische Betrachtung umfasst die Aufwände für die Anschaffung und den Betrieb eines zusätzlichen Behandlungsaggregats sowie die Kosten für die Stoffstromlenkung (weiterführende Behandlung/Entsorgung) der Produkte. Berücksichtigt werden die Kosten für Deponierung (inkl. ALSAG und Transport) der Schwerfraktion (SF) sowie für die thermische Behandlung der Leichtfraktion (LF). Die ökologische Bewertung berücksichtigt die Nutzung des Deponiegases zur Wärmebereitstellung in Form einer Gutschrift von kg CO<sub>2</sub>-Äquivalenten. Die in der industriellen Abfallverbrennung gewonnene elektrische und thermische Energie findet in der ökologischen Betrachtung ebenfalls Berücksichtigung.

## 2 ÖKONOMISCHE BEWERTUNG

Die ökonomische Bewertung zielte auf einen Vergleich der angewandten Technologien ab, die Methodik der ökonomischen Bewertung basiert auf (Sommer et al. 2011). Auf Basis der bei den Versuchen erzielten Ergebnisse wurde eine grafischer Vergleich (Abb. 4) erstellt. Ersichtlich sind Einsparungspotentiale für die einzelnen Technologien bezogen auf den Referenzfall, abhängig von Betriebskosten der Technologie, den spezifischen Behandlungskosten für die Produktfraktionen und deren Massenverhältnis. Die Querstromsichtung und NIR-Sortierung erweisen sich als wirtschaftlich sinnvolle Behandlungsalternativen zur Referenz. Die XRT-Technologie und Siebung können auch bei einer Erhöhung der Leichtfraktion keine Einsparung erzielen. Das Nasssetzverfahren (Jigger) wurde aus der Vergleichsdarstellung ausgeschlossen, da dieses aufgrund zusätzlich anfallender Kosten (Wasserbedarf und Prozessschlammaufbereitung) aus wirtschaftlicher Sicht keine Behandlungsalternative darstellt.

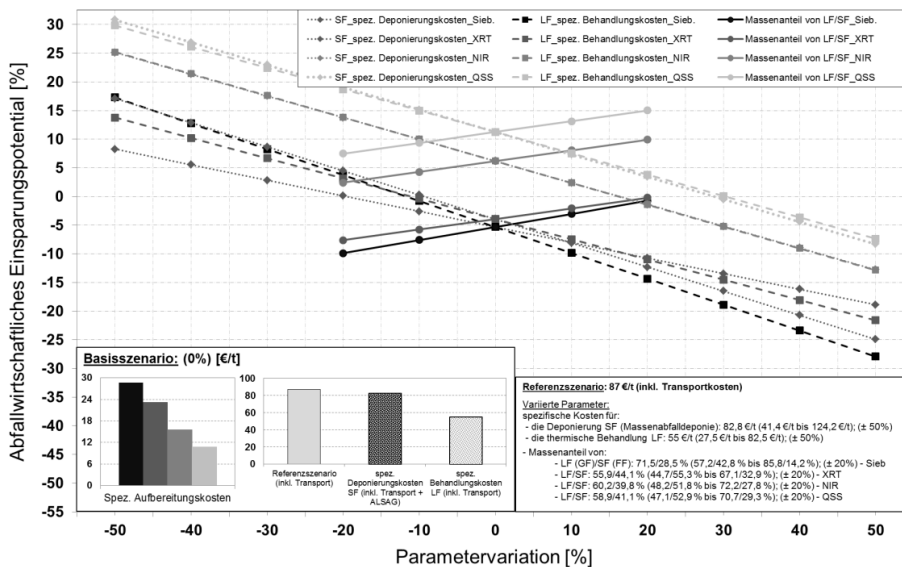


Abb. 4 Abfallwirtschaftliches Einsparungspotential

## 3 ÖKOLOGISCHE BEWERTUNG

Ziel der ökologischen Betrachtung ist eine vergleichende, attributive Bewertung von drei möglichen Sortierszenarien (NIR, XRT und QSS) mit der derzeitigen Situation (ohne zusätzliche Sortieranlage). Die gewählte Methode folgt weitgehend der ISO Serie 14000 (EN ISO 14040, 2006 und EN ISO 14044, 2006); zur Durchführung wurden die Software GaBi 4 (Gabi 4, 2012) und die Ecoinventdatenbank (ecoinvent, 2012) herangezogen. Die Szenarien für den Jigger und die Siebung (nach selektiver Zerkleinerung) wurden aufgrund vergleichsweise nachteiliger Ergebnisse in der technischen bzw. wirtschaftlichen Bewertung aus der Betrachtung ausgeschlossen.

Funktionelle Einheit der Untersuchung war 1 t der unbehandelten Schwerfraktion. Das betrachtete System beinhaltet alle Prozesse, von der Aufbereitung über die Verwertung und Beseitigung der Output-Ströme. Die Vorketten für die Energie- und Materialbereitstellung wurden berücksichtigt. Der Großteil der verwendeten Ökobilanzdaten ist jünger als 2005. Der geographische Bezug für die Daten ist fast ausschließlich Österreich oder (wenn aktuelle österreichische Datensätze nicht verfügbar waren) auch Deutschland. Die Datenherkunft für Vorkettenprozesse ist europa- bzw. weltweit verteilt. Als Indikator für die ökologische Bewertung wurde das Treibhauspotential (GWP 100) ausgewählt. Um Allokationen zu vermeiden wurde das System unter Zuhilfenahme von Gutschriftenfunktionen erweitert.

Die Beitragsanalyse (Abb. 5) zeigt wie sich das Gesamtergebnis aus den Belastungen und Gutschriften der einzelnen Bereiche zusammensetzt. Der Hauptteil kommt aus der Verbrennung (V) und der daraus lukrierten Gutschrift (GS\_V). Die Bereiche Sortieren (S), Transport (T) und Deponie (D) mit der Gutschrift (GS\_D) haben kaum Einfluss auf das Gesamtergebnis (Abb. 6).

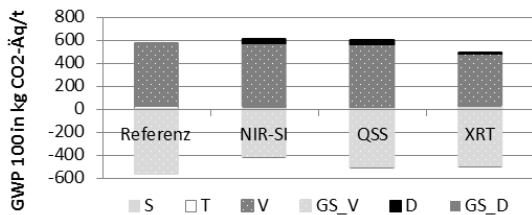


Abb. 5: Ökologische Bewertung - Beitragsanalyse

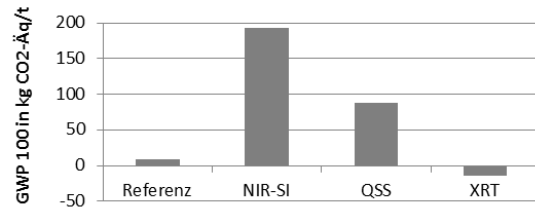


Abb. 6: Ökologische Gesamtbewertung

Der Vergleich des GWP 100 zwischen den Szenarien zeigt, dass das XRT in Summe ein geringeres GWP 100 aufweist. Die Gutschriften sind höher als die Belastungen. Der im Vergleich höchste Heizwert ( $H_u$  kJ/kg FM) der LF führt zu einer entsprechend hohen Gutschrift. Die Referenz hat einen leicht positiven Wert. Da die Werte dieser beiden Szenarien sehr eng beieinander liegen kann keine klare Unterscheidung getroffen werden. Die größte Belastung entsteht beim NIR-Szenario, dies ist auf den Energieverbrauch (elektrische Energie und Druckluft), den vergleichsweise geringen Heizwert der Leichtfraktion und die Belastungen aus der Deponierung zurückzuführen. Das Gesamtergebnis der QSS-Anlage liegt zwischen den anderen Szenarien.

#### 4 SCHLUSSFOLGERUNG, ZUSAMMENFASSUNG

Die Ergebnisse der vorgestellten Untersuchung zeigen die technische Anwendbarkeit einer Vielzahl von Behandlungstechnologien für die weitere Aufbereitung von MBA-Schwerfraktionen auf. Einschränkungen ergeben sich durch wirtschaftliche Aspekte sowie durch ökologische Auswirkungen, welche durch den Einsatz alternativer Behandlungsschritte zum Tragen kommen. Der Vergleich der ökonomischen und ökologischen Bewertung zeigt deutlich, dass diese beiden Gesichtspunkte in Konkurrenz zu einander stehen.

#### 5 DANKSAGUNG

Die vorgestellte Untersuchung wurde im Zuge des Forschungsvorhabens „Waste as Renewable Energy Source“ erstellt. Das Forschungsvorhaben wurde im Rahmen des Forschungsprogramms des K1-Zentrums BIOENERGY 2020+ – gefördert durch Mittel aus dem durch die Forschungsförderungsgesellschaft abgewickelten Förderprogramm COMET – durchgeführt. Das K1-Zentrum BIOENERGY 2020+ wird neben Bundesmitteln aus Landesmitteln der Länder Burgenland, Niederösterreich und Steiermark finanziert. Die erforderliche Co-Finanzierung für das gegenständliche Forschungsvorhaben wurde durch die Umweltdienst Burgenland GmbH, die Saubermacher Dienstleistungs AG sowie die BT-Wolfgang Binder GmbH bereitgestellt.

#### LITERATUR

- BEWAG (2011) *Strom-Mix der BEWAG*, www.bewag.at, Zugriff am 26.04.2011.
- ecoinvent (2012) *Software und Datenbank für LCA*, Schweizer Zentrum für Ökoinventare, Schweiz.
- EN ISO 14040 (2006) *Umweltmanagement – Ökobilanz – Grundsätze und Rahmenbedingungen (ISO14040:2006)*, Deutsche und englische Fassung EN ISO 14040:2006, CEN, Brüssel, Belgien.
- EN ISO 14044 (2006) *Umweltmanagement – Ökobilanz – Anforderungen und Anleitungen (ISO14044:2006)*, Deutsche und englische Fassung EN ISO 14044:2006, CEN, Brüssel, Belgien.
- Gabi 4 (2012) *Software und Datenbank für Life Cycle Assessment und Life Cycle Engineering*. Universität Stuttgart und PE International GmbH, Leinfelden-Echterdingen, Deutschland.
- Meirhofer, M., Ragoßnig, A., Sommer, M. & Rixrath, D. (2012) Processing Options of Heavy Fractions from MBT Plants, *Tagungsband ISWA World Solid Waste Congress 2012*, Florenz, Italien.
- PE International GmbH (2009) *Österreichischer Strom-Mix*. LBP-GaBi, Universität Stuttgart, Datensatz inkludiert im GaBi Softwaresystem, Leinfelden-Echterdingen, Deutschland.
- Sommer, M., Ragoßnig, A., Pieber, S. & Meirhofer, M. (2011) *Economic evaluation of implementing NIR-sorting into a mechanical waste treatment plant*, ISWA World Congress 2011, Daegu, Südkorea.

# Verwertung von Schlacken aus dem Recycling metallurgischer Rückstände

C. Pichler

*Christian Doppler Labor für Optimierung und Biomasseinsatz beim Recycling von Schwermetallen, Leoben, Österreich*

**KURZFASSUNG:** Die metallurgische Industrie ist einer der größten Produzenten von diversen Rückständen mit teils hoch komplexen Charakter, welche heute noch zu großem Anteil deponiert werden müssen. Durch immer stärker werdende Vorgaben der Umweltgesetzgebung ist die zukünftige Verwertung derartiger Reststoffe ein wichtiges Thema. Dies beinhaltet beispielsweise die Aufarbeitung von Flugstäuben aus Stahlwerken und weiteren metallurgischen Sektoren. Verschiedene Anlagenkonzepte wurden bereits entwickelt und teilweise in den industriellen Maßstab umgesetzt. Bei den Recyclingprozessen werden Wertmetalle rückgewonnen. Dabei fallen jedoch in Abhängigkeit vom Prozess wiederum erhebliche Mengen an Rückständen an. Den größten Anteil dabei bilden Schlacken. Um deren Deponierung zu vermeiden, sind diese durch eine geeignete Prozessführung zu minimieren oder in einem angeschlossenen Behandlungsprozess aufzubereiten, um den Einsatz in der Zementherstellung, im Straßenbau oder ähnlichen Anwendungsgebieten zu ermöglichen.

## 1 EINLEITUNG

Entwicklungen der letzten Jahre zeigen, dass aufgrund der hohen Metallpreise und des immer stärker werdenden Umweltbewusstseins das Recycling von Reststoffen aus der Metallurgie stetig steigt. Dies führt einerseits zur Gewinnung von unterschiedlichen Metallen oder deren Verbindungen, für welche ein Absatzmarkt vorhanden ist und gleichzeitig wird die Deponierung dieser Rückstände vermieden. Ein zusätzlicher Beitrag zum Klimaschutz ist auch die Energieeinsparung gegenüber der primären Metallerzeugung. Großes Potential für die Verwertung haben zinkhaltige Prozessrückstände aus der Nichteisen- und Eisen- und Stahlindustrie. Die Entwicklung solcher Recyclingverfahren hat die „Zero Waste“-Idee als Grundlage, d.h. die daraus gewonnenen Metalle werden verkauft, die verbleibende Prozessschlacke ist aufzubereiten um sie in der Bauindustrie, der Zementindustrie usw. einzusetzen, wodurch keine Deponierung mehr nötig ist. Der positive Nebeneffekt ist dabei der Wegfall von Deponierungskosten sowie die geringere Belastung der Umwelt. Um die Deponierung von Schlacken aus Recyclingprozessen zu vermeiden, müssen sie entsprechende Eigenschaften erfüllen, die es gilt während dem Recyclingprozess bzw. in einem angeschlossenen Aufbereitungsverfahren einzustellen.

## 2 METALLURGISCHE RÜCKSTÄNDE MIT WERTMETALLINHALT

In verschiedenen Bereichen der Metallurgie entstehen Prozessrückstände, welche zur Aufarbeitung in Frage kommen. Einige weisen ein hohes Verwertungspotenzial auf und sind im folgenden erklärt.

### 2.1 *Stäube aus der Eisen- und Stahlindustrie*

Bei der Stahlproduktion mittels Elektrolichtbogenofen oder Sauerstoffblaskonverter fallen große Mengen an Rückständen in Form von Staub oder Schlacke an. Der Feststoffanteil im Abgas besteht dabei aus bis zu 60 Gew.-% Eisen und bis zu 40 Gew.-% Zink, welche im Normalfall



oxidisch vorliegen. Zusätzlich können noch Anteile von Kalzium, Magnesium, Mangan, Chlor, Blei, Fluor oder Cadmium vorhanden sein (Stubbe 2008, Gaugl 2000). Bei einem durchschnittlichen Flugstaubanfall von 20 kg/Tonne Rohstahl und einer Rohstahlerzeugung von 344,5 Mio. Tonnen/Jahr mittels Elektrolichtbogenofen, ergibt dies etwa 6,9 Millionen Tonnen Staub pro Jahr (VDEH 2010). In den letzten Jahren stieg der Zinkgehalt in den betrachteten Stäuben stetig an. Zurückzuführen ist dies auf den vermehrten Einsatz von Zink als Korrosionsschutz für Stahlkonstruktionen. Die Stahlproduktion über den Elektrolichtbogenofen erfolgt hauptsächlich über Schrott, wodurch der Zinkgehalt im Staub höher ist als beim Sauerstoffaufblaskonverter.

### 2.2 Stäube aus der Sekundärkupferproduktion

Ähnlich wie in der Eisen- und Stahlindustrie bildet sich auch beim Kupferherstellungsprozess Flugstaub, welcher über das Filterhaus abgeschieden wird. Bei der primären Kupfergewinnung entsteht zinkhaltiger Flugstaub beim Konverterprozess. Aufgrund der Einsatzmaterialien im Recyclingprozess fällt zusätzlich zum Konverter auch Staub im Reduktionsaggregat an, welches als Schachtofen oder „ISA-Smelter“ ausgeführt sein kann. Während der Reduktion von oxidischen Vormaterialien entstehen 5 – 10 % Flugstaub, bezogen auf die Einsatzmenge. Daraus ergibt sich ein Staubanfall von ca. 40 – 70 kg/Tonnen Kupfer (Piret 1995).

### 2.3 Stäube aus der Gießereiindustrie (Kupolofenstäube)

Die Produktion von Grauguss und Gusseisen mit Kugelgraphit erfolgt zum größten Teil über den Kupolofen. Bei diesem Prozess fällt Gichtstaub an, welcher hauptsächlich aus Eisenoxid besteht und erhebliche Mengen an Zink beinhalten kann. Ein typischer Staubanfall beim Kupolofen ist 5 – 15 kg/Tonnen Gusseisen (Hafkesbrink 2002, Hasse 2010). Im Jahr 2010 wurde eine Jahresproduktion von 66,7 Mio. Tonnen/Jahr (Grauguss und Gusseisen mit Kugelgraphit) erreicht (Modern Casting 2011). Unter Berücksichtigung von 10 kg Staub/Tonnen Gusseisen und einer Produktion über den Kupolofen von 70 % ergibt dies eine jährliche Menge von 402.887 Tonnen Staub, welche bis jetzt zum Großteil einer Deponie zugeführt wird.

## 3 BESTEHENDE RECYCLINGVERFAHREN

Es gibt eine Vielzahl verschiedener Verfahren für die Aufarbeitung von zinkhaltigen Reststoffen aus metallproduzierenden Betrieben. Dies zeigt zum einen, dass aus bereits erwähnten Gründen ein Bedarf vorhanden ist, zum anderen aber auch, dass noch keine vollständig zufriedenstellende Lösung gefunden wurde. Das Ziel dieser Entwicklungen ist zumeist ein kontinuierlicher Prozess mit folgenden Anforderungen (Verscheure 2007):

- Behandlung von feinem Einsatzmaterial um die Kosten für eine Agglomeration zu sparen,
- Erreichen einer hohen Badtemperatur und einer guten Baddurchmischung,
- Ein Schmelzgefäß mit geringen Verschleißerscheinungen und minimalen Wärmeverlusten (Feuerfestmaterialien vs. „Freeze lining“),
- Geringe ökologische Belastung, keine Treibhausgase oder flüchtige Emissionen, sowie ein deponierfähiges oder weiterverwertbares Nebenprodukt und
- Wirtschaftliche Durchführbarkeit im industriellen Maßstab.

Die wichtigsten bereits vorhandenen Verfahren sind:

- Wälzprozess,
- Drehherdofen,
- RecoDust (Flash-Reaktor),
- PRIMUS<sup>®</sup>,
- PIZO (Pig Iron Zinc Oxide),
- Plasmaverfahren (ArcFume/ScanDust),
- Elektroniederschachttöfen und
- DK-Prozess.

Von dem in Europa anfallenden zinkhaltigen Elektrolichtbogenofenstaub werden ca. 80 % über den Wälzprozess aufgearbeitet. Die größte Schwäche aktueller Verfahren ist der Anfall großer Schlackenmengen, z.B. 600 – 650 kg/Tonne trockenen Reststoff beim Wälzverfahren, 400 – 500 kg/Tonne trockener Reststoff beim Plasmaverfahren (Rütten 2011). Zusätzlich muss die anfallende Schlacke wiederum deponiert werden und enthält z.T. noch Wertmetalle, welche aufgrund der Prozessführung nicht vollständig entfernbar sind. Damit es möglich ist ein „Zero Waste“-Konzept zu erreichen, müssen neue Verfahren zur Verwertung von wertmetallhaltigen Reststoffen entwickelt werden. Eine Möglichkeit dafür ist die simultane Metallrückgewinnung über ein Metallbad. Dabei können mehrere Metalle rückgewonnen werden und die entstehende stabilisierte Schlacke findet weitere Anwendungsmöglichkeiten.

#### 4 SCHLACKENVERWERTUNG

Bei der Produktion unterschiedlicher Metalle kommt es zum Anfall großer Schlackenmengen. Diese stellen einerseits ein Problem dar, da sie noch Wertkomponenten enthalten und weiter verarbeitet werden müssen oder, wenn sie keiner weiteren metallurgischen Verwertung unterzogen werden, auf einer Deponie landen. Um die zu deponierenden Mengen gering zu halten und dadurch die Umwelt zu schonen und Kosten zu sparen, wurden verschiedenste Weiterverwendungsmöglichkeiten untersucht oder sind zur Zeit in Entwicklung. Allein in Deutschland fallen jährlich 6 Millionen Tonnen Stahlwerksschlacke an (Merkel 2011). Die mengenmäßig größten Schlacken sind Hochofenschlacken, LD-Schlacken und Elektrolichtbogenofenschlacken aus der Eisen- und Stahlindustrie. Diese finden im Straßenbau oder in der Zementproduktion Absatz. Hochofenschlacke wird zu über 80 % in der Zementindustrie eingesetzt und teilweise für den Straßenbau herangezogen. Umgekehrt ist es bei Stahlwerksschlacken (vom LD- und Elektrolichtbogenofenprozess). Deren Hauptverwendungsgebiet ist der Straßenbau (Worldsteel Association 2011). Durch die hohe Verwertungsrate dieser Schlacken sollten Rückstände aus Recyclingprozessen, mit ähnlicher chemischer Zusammensetzung und Eigenschaften, ebenfalls für diese Anwendungen tauglich sein. Für den Einsatz von Schlacken in der Zementindustrie und im Straßenbau müssen bestimmte Anforderungen erfüllt sein.

##### 4.1 Schlacken als Rohstoffe für die Zementherstellung

Als möglicher Ersatzrohstoff in der Zementherstellung bieten Schlacken mehrere Vorteile. Einerseits wird dadurch die Deponierung vermieden und der Einsatz von Kalkstein lässt sich verringern. Schätzungen ergeben, dass die Zementproduktion für 5 – 7 % der weltweiten CO<sub>2</sub>-Emissionen verantwortlich ist (Damtoft 2008). Die Schlacken fungieren als CaO-Träger, wodurch die Emissionen aufgrund der Kalzinierung von CaCO<sub>3</sub> eingespart werden können. Dies ist bei einer weltweiten Zementproduktion von 3,29 Mrd. Tonnen eine erhebliche Menge (International Cement Review 2011). Sekundärrohstoffe in der Zementherstellung können ebenfalls zu einer Verbesserung der Korrosionseigenschaften von Portlandzement führen (Shi 1999).

##### 4.2 Schlacken als Rohstoff für den Straßenbau

Dabei bieten sich verschiedene Einsatzbereiche an. Möglich sind Schlacken als Zusatz beim Bau unbefestigter Straßen, Dämme oder Parkflächen. Weiters ist die Verwendung als gebundene oder ungebundene Schicht in der Straßenkonstruktion möglich. Abhängig vom Verwendungsgebiet ergeben sich unterschiedliche Anforderungen. Die wichtigsten Kriterien dabei sind ein minimaler Gehalt an freiem CaO und MgO, sowie sehr geringe Mengen an eluierbaren Schwermetallen (Motz 2000).

Das Hauptkriterium um Schlacken als Konstruktionsmaterial zu verwenden ist die Volumstabilität, welche basierend auf der Menge an freiem CaO und MgO definiert ist. Wenn diese Oxide in Kontakt mit Wasser kommen, reagieren sie zu deren Hydroxiden, wodurch eine Volumszunahme auftritt. Am Beispiel von LD-Schlacken sind mehrere Möglichkeiten vorhanden um den freien Kalkgehalt unter 7 % für unbefestigte Schichten und unter 4 % für Asphaltsschichten zu halten (Motz 2000):

- Eine einfache, aber nicht immer anwendbare Möglichkeit den freien CaO-Gehalt in einer Teilfraktion niedrig zu halten ist eine laufende vorhergehende chemische Analyse. Anhand dieser werden Schlacken mit hohen und niedrigen CaO-Konzentration getrennt gelagert und nicht gemischt. Damit erfolgt eine Trennung in zwei Fraktionen.
- Während der Lagerung in der Schlackenegrube ist es möglich die Hydratation gezielt ablaufen zu lassen. Dadurch ergeben sich die Nachteile einer längeren Lagerung und es entsteht ein feinkörniges Material, welches schlechter für die Weiterverarbeitung geeignet ist. Die Hydratation kann durch Besprühung mit Wasser beschleunigt werden.
- Eine Schlackenbehandlung im Schlackenkübel durch Einblasen von Sauerstoff und trockenem Sand in die flüssige Schlacke. Dadurch verringert sich das CaO/SiO<sub>2</sub>-Verhältnis und der freie Kalk wird abgebunden.

## 5 ZUSAMMENFASSUNG

Bei der Verwertung von potenziellen metallurgischen Reststoffen entstehen Rückstände, die im Idealfall keinen Wertmetallinhalt aufweisen und deshalb in der Metallurgie keine weitere Verwendung finden. Um eine Deponierung zu umgehen sind alternative Verwendungsmöglichkeiten zu finden. Hochofenschlacken und Stahlwerksschlacken werden bei der Zementproduktion und im Straßenbau verwendet. Dazu müssen die Schlacken Anforderungen hinsichtlich Volumsbeständigkeit und Eluatverhalten aufweisen. Wenn die Möglichkeit besteht Schlacken aus dem Recyclingbereich entsprechend aufzubereiten, damit sie den genannten Anforderungen genügen, können diese ebenfalls als Sekundärrohstoff Verwendung finden. Solche Betrachtungen sind im Vorfeld mit Hilfe von thermodynamischen Programmen möglich, wie z.B. die Erstellung ternärer Systeme mit FactSage 6.3. Damit kann der Verlauf der Schlacke im Prozess gezeigt werden und es lassen sich die auftretenden Phasen nach der Behandlung ermitteln. Wenn Recyclingschlacken die geforderten Eigenschaften für den Einsatz im Straßenbau oder in der Zementindustrie erfüllen lässt sich für einige der angestrebten Prozesslösungen ein „Zero Waste“-Konzept realisieren.

## LITERATUR

- Damtoft, J. et al. (2008) Sustainable development and climate change initiatives. *Cement and Concrete Research* 38, S. 115-127.
- Gaugl, H. (2000) *Alternative Zinkrohstoffe für die elektrolytische Verzinkung*. Dissertastion, Leoben, Austria.
- Hafkesbrink, J. & Enders, R. (2002) *Kostenwirkungen unterschiedlicher Definitionen des Abfallbegriffes*. Düsseldorf/Bonn; Germany: Studie gefördert durch die Stiftung Industrieforschung e.V.
- Hasse, S. (2010) *Taschenbuch der Giesserei*. Praxis. Berlin, Germany: Schiele & Schön.
- International Cement Review (2011) World Overview. *The Global Cement Report* 9.
- Merkel, T. (2011) Erhebung zur Erzeugung und Nutzung von Hochofen- und Stahlwerksschlacke. FEhS Report 18, S. 11-12.
- Modern Casting (2011) 45<sup>th</sup> Census of World Casting Production. *A Modern Casting Staff Report*. The World Foundry Organization Ltd.
- Motz, H. (2000) Products of steel slags an opportunity to save natural resources. In: *Waste Management* 21, S. 285-293.
- Piret, N. (1995) Criteria for Optimization of Recycling Processes of Primary and Secondary Copper. *Third International Symposium, Recycling of Metals and Engineered Materials*, S. 189-214.
- Rütten, J. (2011) Various Concepts for the Recycling of EAFD and Dust from Integrated Steel Mills. In: *Networking between Zinc and Steel 3. Seminar*, S. 77-90.
- Shi, C. (1999) *Corrosion resistant cement made with steel mill by products*. Chinese Society for Metals
- Stahlinstitut VDEH (2010) *Jahrbuch Stahl 2011*. Düsseldorf, Germany: Stahl und Eisen.
- Stubbe, G., Harp, G., Hillmann, C. & Scholl, W. (2008) Schließung von Stoffkreisläufen beim Einsatz von verzinktem Schrott im Oxygenstahlwerk. In: *Stahl und Eisen* 128, S. 55-60.
- Verscheure, K. et al. (2007) Continuous Fuming of Zinc-Bearing Residues: Part II. The Submerged-Plasma Zinc-Fuming Process. In: *Metallurgical and Materials Transaction B* 38, S. 21-33.
- Worldsteel Association (2011) *Life Cycle Assessment Methodology Report*. Brussels, Belgium.

# Das RecoDust-Verfahren zur Aufarbeitung von Stahlwerkstäuben

N. Delfs, B. Geier & H. Raupenstrauch

*Lehrstuhl für Thermoprozesstechnik, Leoben, Österreich*

**KURZFASSUNG:** Bei der Herstellung und Verarbeitung von Metallen fallen unvermeidlich Rückstände in Form von Stäuben oder Schlämmen an. Durch stetige Verschärfung der Auflagen für die Deponierung solcher Rückstände wird diese immer schwieriger und damit auch teuer. Das Herstellen verkaufsfähiger Produkte aus den Rückständen steht im Mittelpunkt für die Betreiber von Hüttenwerken. Durch die steigenden Produktionszahlen von oberflächenveredelten Stählen kommen diese nach Ende der Verwendungsdauer als Sekundärrohstoff zum Einsatz. Vor allem Zink ist als Korrosionsschutz sehr gebräuchlich. Durch das Recycling von Stahlwerkstäuben wird somit der Kreis zwischen der Stahl- und der Zinkindustrie geschlossen. Bei diesem Recyclingschritt ist das Waelzverfahren unter Verwendung eines Drehrohres das dominierende Verfahren. Das RecoDust Verfahren ist eine neue Technologie für die Aufarbeitung von Stahlwerkstäuben, besonders Stäube mit geringen Zinkgehalten können mit dieser Technologie sehr gut aufbereitet werden. Die Zugabe von Zuschlagstoffen ist ebenso wenig notwendig, wie die Vorschaltung von Vorbehandlungsanlagen zum Agglomerieren der Stäube. Das RecoDust Verfahren konnte mit der Flash-Reaktor Pilotanlage am Lehrstuhl für Thermoprozesstechnik gemeinsam mit voestalpine Stahl GmbH realisiert werden.

## 1 EINLEITUNG

Das Recycling von Rückständen aus der Metallindustrie wurde in den letzten Jahren durch Rohstoffknappheit, steigende Rohstoffkosten und strenger werdende Umweltauflagen begünstigt. Noch vor wenigen Jahrzehnten wurden Großteile der anfallenden Stahlwerkstäube deponiert, heutzutage wird nahezu das gesamte Staubaufkommen recycelt.

Das RecoDust Verfahren eignet sich besonders für die Verwertung von Stäuben aus integrierten Hüttenwerken. Diese Stäube weisen geringere Zinkgehalte als jene aus Elektrostahlwerken auf. Dieses neue Verfahren konnte in den letzten vier Jahren gemeinsam mit voestalpine Stahl GmbH am Lehrstuhl für Thermoprozesstechnik in Form einer Flash-Reaktor Pilotanlage realisiert werden. Neben der Errichtung der Pilotanlage samt Inbetriebnahme, war es möglich, erste Versuchsreihen mit der Pilotanlage zu fahren, die vielversprechende Ergebnisse lieferten und Grundlage für weitere Verbesserungen der Anlage bildeten.

## 2 STÄUBE IN DER HÜTTENINDUSTRIE

Bei der Produktion von Stahl kommt es unweigerlich zur Erzeugung von Kuppelprodukten, wie Schlacken, Schlämme oder Stäube. Unabhängig von der Herstellungsrouten fallen pro Tonne erzeugtem Stahl circa 15 bis 22 kg Staub an, siehe dazu Abb. 1.

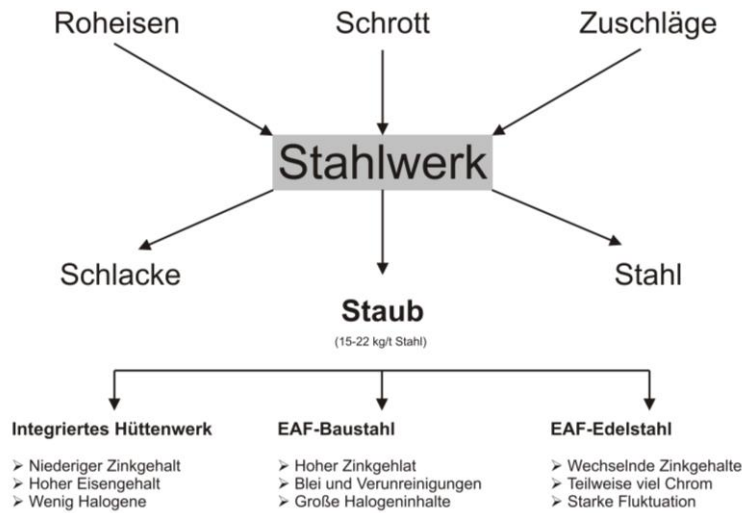


Abb. 1: Staubproduktion (Staubanfall) im Hüttenprozess

Die Stäube der Hüttenindustrie enthalten Schwermetalle und andere eluierbare Komponenten, die eine Deponierung bei den strenger werdenden Umweltauflagen immer schwieriger und somit teurer gestalten. Bei der Entwicklung der weltweiten Rohstoffsituation muss eine dauerhafte Entfernung eines Wertstoffs aus der Wertschöpfungskette durch Deponierung ebenfalls kritisch betrachtet werden. Unter Berücksichtigung dieser Umstände scheint es umso sinnvoller, Wertstoffe aus den Rückständen zu isolieren und einer weiteren Verwendung zuzuführen.

### 3 DAS RECODUST VERFAHREN

Analog zu allen anderen pyrometallurgischen Recyclingverfahren kommt auch beim RecoDust Verfahren die selektive Verflüchtigung unter reduzierenden Bedingungen zum Abtrennen des Zinks von den Begleitelementen zum Einsatz. Im Gegensatz zu den bereits industriell eingesetzten Verfahren (Waelz, DK, OXYCUP, IS, etc.) ist es beim RecoDust Verfahren nicht notwendig feste Reduktionsmittel einzusetzen, da die reduzierenden Bedingungen direkt über den Brenner im Reaktorraum eingestellt werden können. Das vereinfachte Verfahrensprinzip zeigt Abb. 2.

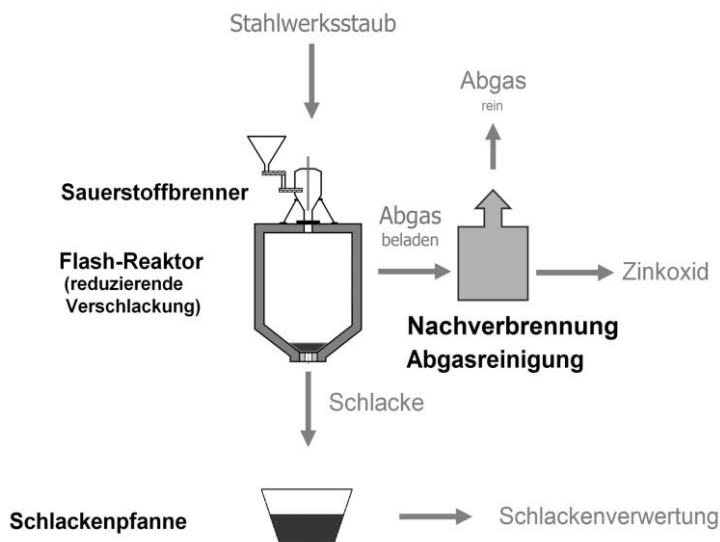


Abb. 2: Funktionsweise des einstufigen RecoDust Verfahrens

Der RecoDust Prozess in der Pilotanlage kann in vier einzelne Prozessschritte unterteilt werden, siehe dazu Abb. 3. Im ersten Prozessschritt erfolgt die Verschlackung des Staubs unter reduzierenden Bedingungen. Somit findet hier die selektive Verflüchtigung der volatilen Komponenten statt. Über den Mischzyklon wird das Staub/Sauerstoff-Gemisch in die reduzierende Flamme eingebracht und in Sekundenbruchteilen verschlackt. Die kurzen Reaktionszeiten und die hohe Raum/Zeit-Ausbeute werden durch die hohe spezifische Reaktionsoberfläche begünstigt. Die nichtflüchtigen Staubkomponenten sammeln sich in einer Schlacke am Boden des Reaktionsgefäßes und können über den Bodenabstich diskontinuierlich abgestochen werden.

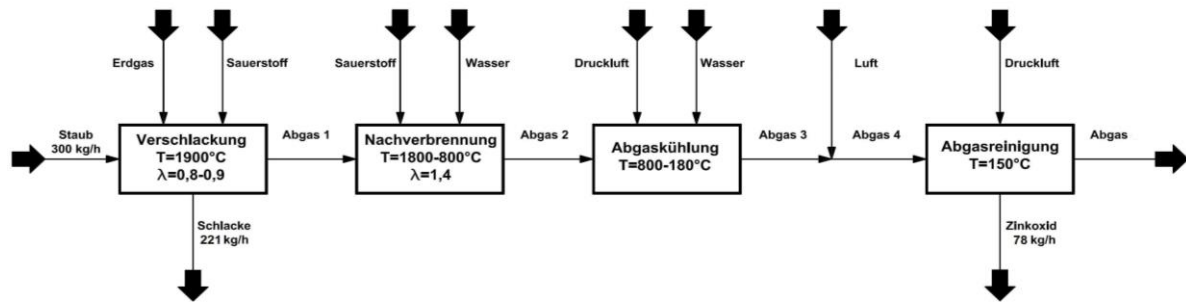


Abb. 3: Blockfließbild des RecoDust Prozesses für die Pilotanlage

Im zweiten Prozessschritt werden die reduzierenden Abgase aus Schritt Eins stark überstöchiometrisch nachverbrannt und dabei das metallisch vorliegende dampfförmige Zink in sein thermisch stabiles Oxid überführt. Gleichzeitig erfolgt durch das Eindüsen von Wasser eine erste Reduktion der Abgastemperatur von 1800 °C auf ca. 800 °C. Im dritten Prozessschritt wird das Abgas weiter heruntergekühlt, um dann im vierten Schritt das Zinkoxid aus dem Abgasstrom abzutrennen. Dabei kommen gewöhnliche Gewebeschauchfilter zum Einsatz, die eine Temperaturreduktion des Abgases auf 150 °C benötigen. Über einen Zwischenschritt ist es möglich, Falschlufft in den Abgasstrom einzubringen, um Temperaturspitzen abzufedern.

#### 4 UMSETZUNG IN DER FLASH-REAKTOR PILOTANLAGE

Am Lehrstuhl für Thermoprozesstechnik wurde gemeinsam mit voestalpine Stahl GmbH beginnend mit 2009 innerhalb von zwei Jahren die Flash-Reaktor Pilotanlage geplant, gebaut und in Betrieb genommen. Abb. 4 zeigt die Pilotanlage im Technikum des Lehrstuhls. Die Gesamtlänge der Anlage beträgt mehr als 30 m, für die Errichtung wurden mehr als sechs Tonnen Stahl und 22 Tonnen Feuerfestmaterial verbaut. Außerdem ist die Anlage nahezu vollständig automatisiert und verfügt über mehr als 160 Mess- und Regeltechnikstellen. Seit der Inbetriebnahme im Juli 2010 war es möglich zwei weitere Versuchskampagnen mit der Anlage zu fahren, auf deren Basis jeweils umfangreiche Umbaumaßnahmen an der Anlage durchgeführt wurden. Beim Materialeinsatz und bei den Abstichen überzeugte die Anlage durch einen problemlosen Einsatz im Lastbetrieb. Nicht nur deshalb sind die Ergebnisse der beiden Versuchskampagnen als sehr vielversprechend einzustufen und lassen einen industriellen Einsatz dieses Verfahrens in den nächsten fünf Jahren realistisch erscheinen. Bis dahin müssen jedoch noch einige Forschungsergebnisse mit der Pilotanlage erzielt werden.

Durch das breite Band an einstellbaren Prozessparametern wird der Flash-Reaktor in Zukunft nicht nur zum Rezyklieren von Stahlwerksrückständen, sondern auch zum Aufschmelzen anderer staubförmiger Produkte Verwendung finden. Durch das zweistufige Anlagenlayout ist es möglich sowohl reduzierende, als auch oxidierende Atmosphären im Reaktorraum bei Temperaturen bis zu 1900 °C einzustellen. Konkret wird der Flash-Reaktor als Schmelzaggregat für Hochofenschlacke verwendet und stellt diese für weitere Untersuchungen schmelzflüssig in Chargen zu 300 kg zur Verfügung. Einzige Limitierung für den Einsatzstoff ist ein trockenes, rieselfähiges Produkt, das einen möglichst definierten Bereich der Korngrößenverteilung aufweisen sollte.



Abb. 4: Flash-Reaktor Pilotanlage im Technikum Thermoprozesstechnik

## 5 AUSBLICK

In den nächsten drei Jahren soll der Einsatz unterschiedlicher Materialien aus einem integrierten Hüttenwerk abgeschlossen werden. Geplant ist außerdem das Sammeln von ausreichend Datenmaterial, um wichtige Prozesssteile simulieren zu können und somit eine gute Grundlage für das Upscaling der Pilotanlage auf Demoplantgröße zu haben. Weiters ist vorgesehen, andere Hüttenreststoffe oder gänzlich andere Materialien mit der Flash-Reaktor Technologie zu rezyklieren.

## 6 DANKSAGUNG

Das Forschungsprogramm des Competence Center for Excellent Technologies in “Advanced Metallurgical and Environmental Process Development” (K1-MET) wird im Rahmen des österreichischen Kompetenzzentren-Programmes COMET (Competence Center for Excellent Technologies) mit Mitteln des Bundesministeriums für Verkehr, Innovation und Technologie; des Bundesministeriums für Wirtschaft, Familie und Jugend; des Landes Oberösterreich, des Landes Steiermark, der steirischen Wirtschaftsförderungsges.m.b.H., des Landes Tirol sowie der Tiroler Zukunftsstiftung gefördert.

## LITERATUR

Antrekowitsch, J. (2009) *Aufbereitung komplexer schwermetallhaltiger Reststoffe aus der Metallurgie. Habilitation*. Leoben, Österreich: Montanuniversität.

# Stand der Technik von CP-Anlagen

H. Menapace

*Montanuniversität Leoben, Institut für Nachhaltige Abfallwirtschaft und Entsorgungstechnik (IAE),  
Leoben, Österreich*

P. Seppel jun. & A. Kofler

*Peter Seppel GmbH, Feistritz/Drau, Österreich*

**KURZFASSUNG:** Chemisch-Physikalische Abfallbehandlungsanlagen stellen für die Behandlung von gefährlichen Abfällen einen wichtigen Anlagentypus in Österreich dar. In den letzten Jahren wurden daher zwei Studien (IAE im Auftrag für das Land Steiermark, Umweltbundesamt) durchgeführt, welche sich mit den vorhandenen Anlagenkapazitäten und vorherrschenden Konfigurationen (eingesetzte Verfahren) näher auseinandersetzen. Vereinfacht lassen sich die bestehende Anlage bedingt durch die eingesetzten Abfälle in anorganische (CPA), organische (CPO) und kombinierte (CPAO) Anlagen unterscheiden. Je nach Anlagenkapazität kann weiter in nicht IPPC-pflichtige und IPPC-pflichtige Anlagen unterschieden werden. Des Weiteren kann auf Basis der gängigen Anlagenkonfigurationen und den Referenzdokumenten zur IPPC-Richtlinie zwischen dem Stand der Technik (SdT) und der besten verfügbaren Technik (BVT) differenziert werden.

## 1 EINLEITUNG

In Österreich sind derzeit über 30 chemisch-physikalische Behandlungsanlagen für organisch und/oder anorganisch belastete Abfälle in Betrieb, welche zusammen eine bewilligte Behandlungskapazität von rund 800.000 Tonnen/a aufweisen. Es handelt sich dabei um 24 klassische, zwei mobile und sieben sonstige chemisch-physikalische Behandlungsanlagen (Wagner et al. 2010). Des Weiteren zählt zur chemisch-physikalischen Abfallbehandlung auch noch die Immobilisierung bzw. Verfestigung von Schlämmen. Im folgenden soll der Fokus allerdings auf Behandlungsanlagen für Flüssigabfälle gerichtet werden.

## 2 EINGESETZTE ABFÄLLE UND ZIELSETZUNG VON CP-ANLAGEN

Eine Zuteilung der Abfallströme zu einer chemisch-physikalischen Behandlung in CP-Anlagen – allein aufgrund der Abfallbezeichnung (Abfallschlüsselnummer) – ist in der Regel nur bedingt möglich. Zudem unterliegen die betroffenen Abfallbehandlungsanlagen auch ihrerseits rechtlichen Vorgaben bei den aus der Behandlung resultierenden Emissionen (Abgas, Abwasser). Aus diesem Grund kommt sowohl der Eingangsanalyse als auch der Reaktionskontrolle während der Behandlung und der chemischen Überprüfung der Reaktionsprodukte eine außerordentliche Bedeutung zu. Bedingt durch die eingesetzten Verfahren (siehe Pkt. 3) kann eine grobe Zuordnung an möglichen Abfällen getroffen werden. In der Tab. 1 erfolgt eine grobe Zuordnung von Abfallschlüsselnummern zu CP-Anlagen in Abhängigkeit ihrer Konfiguration (Behandlung anorganischer, organischer Abfälle bzw. kombinierte Anlagen).



Tab. 1: Mögliche Fraktionen für die Behandlung auf CP-Anlagen (Modifiziert aus Thaler & Öhlinger 2010)

ASN	Bezeichnung	A	O	K
31626	Schlamm aus der Nichteisenmetall-Erzeugung			x
31633	Glasschleifschlamm mit produktionsspezifischen schädlichen Beimengungen			x
31636		Bohrschlamm, verunreinigt	x	
35106	Eisenmetallemballagen und -behältnisse mit gefährlichen Restinhalten			x
51113		sonstige Metallhydroxidschlämme		x
52102	Säuren und Säuregemische, anorganisch	x		x
52103	Säuren, Säuregemische mit anwendungsspezifischen Beimengungen	x		
52402		Laugen und Laugengemische	x	
52404	Laugen und Laugengemische mit anwendungsspezifischen Beimengungen	x		
52707		Fixierbäder	x	
52716	Konzentrate, metallsalzhaltig	x		
52722	Spül- und Waschwässer, metallsalzhaltig	x		
52723		Entwicklerbäder	x	
52725	sonstige wässrige Konzentrate	x	x	x
54102	Altöl			x
54402	Bohr- und Schleifölemulsionen und Emulsionsgemische	x		x
54408		sonstige Öl-Wassergemische	x	
54701	Sandfanginhalte, Öl- oder kaltreinigerhaltig	x		x
54702	Öl- und Benzinabscheiderinhalte	x		x
54715	Schlamm aus der Behälterreinigung			x
55303	Ethylenglykol	x		
57127	Kunststoffemballagen und -behältnisse mit gefährlichen Restinhalten			x
57303		Kunststoffdispersionen (auf Wasserbasis)	x	
94702	Rückstände aus der Kanalaräumung			x
94704	Sandfanginhalte			x
94804	Schlamm aus der Abwasserbehandlung, ohne gefährliche Inhaltsstoffe			x
95301	Sickerwasser aus Abfalldeponien, mit gefährlichen Inhaltsstoffen			x
95302	Sickerwasser aus Abfalldeponien, ohne gefährliche Inhaltsstoffe			x
95401	Wasch- und Prozesswässer			x

Durch die chemisch-physikalische Behandlung werden durch den Anlagenbetreiber verschiedene Zielsetzungen verfolgt, welche je nach konkreter Schlüsselnummer bzw. Abfallzusammensetzung in ihrer Prioritätensetzung variieren können (vgl. Tab. 2).

Tab. 2: Zielsetzungen bei der chemisch-physikalischen Behandlung von Flüssigabfällen

Zielsetzung	relevante Fraktionen	mögliche Aggregate
Abtrennung der Wasserphase (Erhöhung der Trockensubstanz)	Schlämme wie z.B. Zement- schlamm, Bohr- und Schleif- schlämme, Mineralölabscheider- und Sandfanginhalte	Entwässerungscontainer
	Filterkuchen, Schlamm aus der Öltrennanlage, Schlämme aus der Abwasserbehandlung	Bandfilter, Kammerfilterpresse
Abtrennung einer Wertstoff- phase (z.B. Öl)	Öl-Wasser-Gemische	Skimmer, Ölabscheider
	Öl-Wasser-Emulsionen	Demulgatoren, Spaltnittel
Aufkonzentrierung von Schad- stoffen / Immobilisierung	Fällung von Metallanteilen in Galvanikschlämmen, und wäss- rigen Konzentraten	Fällung / Neutralisation
Entgiftung	Cyanidhaltige Wässer, ch- romhaltige Konzentrate	Oxidations- und Reduktionsreak- tionen in Batchreaktoren

### 3 ABLAUFSCHMATA AUF EINER CP-ANLAGE

Bei der chem.-phys. Flüssigabfallbehandlung kann zwischen einzelnen Prozessen / Arbeitsschritten unterschieden werden. So zählen etwa auch die der eigentlichen Behandlung vorgela-

gerte Eingangskontrolle und die Zwischenlagerung der primären und sekundären Abfälle als wichtige Teilschritte.

Innerhalb der Eingangskontrolle erfolgt etwa die Entscheidung, ob der angelieferte Abfall der beigelegten Abfallinformation (Begleitschein) entspricht oder die Daten korrigiert werden müssen. Anhand dieser Erstanalyse kann bereits eine Abschätzung erfolgen, ob der Abfall für die chemisch-physikalische Behandlung geeignet ist, welche Verfahren zum Einsatz kommen und welcher Aufwand damit verbunden ist.

Ein weiterer Prozessschritt wird durch die notwendige Zwischenlagerung der übernommenen Abfälle bzw. der hierzu notwendigen Lagerbereiche für anfallenden Abfälle (z.B. Filterkuchen) definiert. Hinsichtlich der technischen Vorgaben und Sorgfaltspflichten sei hier auf das ÖWAV-Regelblatt 517 verwiesen.

Für die eigentlichen Behandlungsschritte sind – wie erwähnt – oftmals mehrere Verfahren denk- und kombinierbar. Generell lassen sich die eingesetzten Verfahren anhand der verwendeten Grundlagen in Methoden zur Stoffumwandlung (chemische Verfahren) und Methoden zur Stoff(ab)trennung (physikalische Verfahren) unterscheiden. In der Abb. 1 ist eine mögliche Prozeßabfolge schematisch dargestellt.

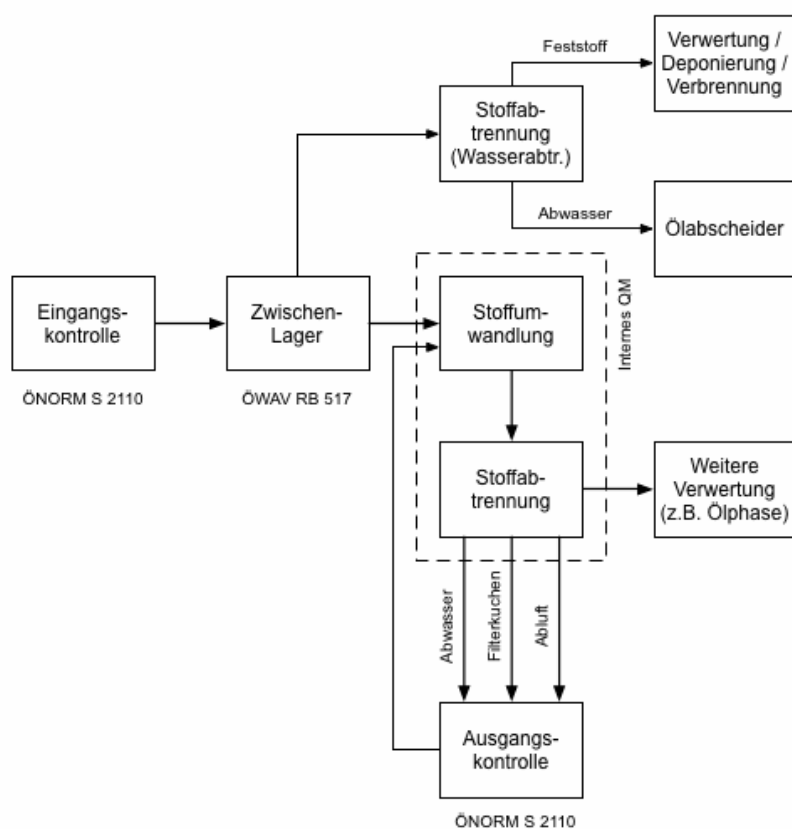


Abb. 1: Mögliche Prozeßabfolge auf einer CP-Anlage

Neben den eigentlichen Verfahren kommt auch der Analytik eine wichtige Rolle zu, da erst durch das Vorhandensein geeigneter Meßmethoden der Reaktionsfortschritt (Batch-Reaktor) erfaßt und dokumentiert werden kann. So wird etwa über Sensorik (pH-Elektroden) die Zugabe von Chemikalien für Neutralisationsreaktionen gesteuert. Durch variable Chargenzusammensetzungen ist zudem die notwendige Behandlungsdauer und die Chemikaliengzugabe sehr schwankend. Erst durch eine ausreichende Analytik kann auch die Einhaltung der Grenzwerte im Ablauf der CP-Anlage garantiert werden.

#### 4 VERGLEICH SDT MIT BVT – VORHERRSCHENDE ANLAGENKONFIGURATION

Während für Anlagen, welche gemäß AWG genehmigt sind und die Schwellenwerte gem. AWG Anlage 5 unterschreiten, gilt bei IPPC-pflichtigen Anlagen die beste verfügbare Technik (BVT). Dieser wird über Referenz-Dokumente (die sogenannten BREF) für die diversen Branchen definiert und bei Bedarf evaluiert. Für die Definition des BVT bei chemisch-physikalischen Behandlungsanlagen kann neben dem Referenzdokument für Abfallbehandlungsanlagen (Stand August 2006, eine Aktualisierung ist für 2013 geplant) auch das Dokument über die Abwasser- und Abgasbehandlung in der Chemischen Industrie (Stand Februar 2003, das Datum für eine Aktualisierung des Dokumentes ist noch unklar) herangezogen werden. Hierbei zeigte sich, daß die im Report R138 vom Umweltbundesamt angeführten Verfahren nach wie vor in Verwendung sind und zudem auch als BVT in den BREF geführt werden. Es kann daher davon ausgegangen werden, daß alle derzeit in Betrieb befindlichen Anlagen dem Stand der Technik entsprechen. In der Abb. 2 werden die derzeit verwendeten Verfahren zusammen mit ihrer Häufigkeit aufgelistet. Hierbei ist allerdings zu berücksichtigen, daß oftmals eine Verfahrenskombination für die Behandlung herangezogen wird.

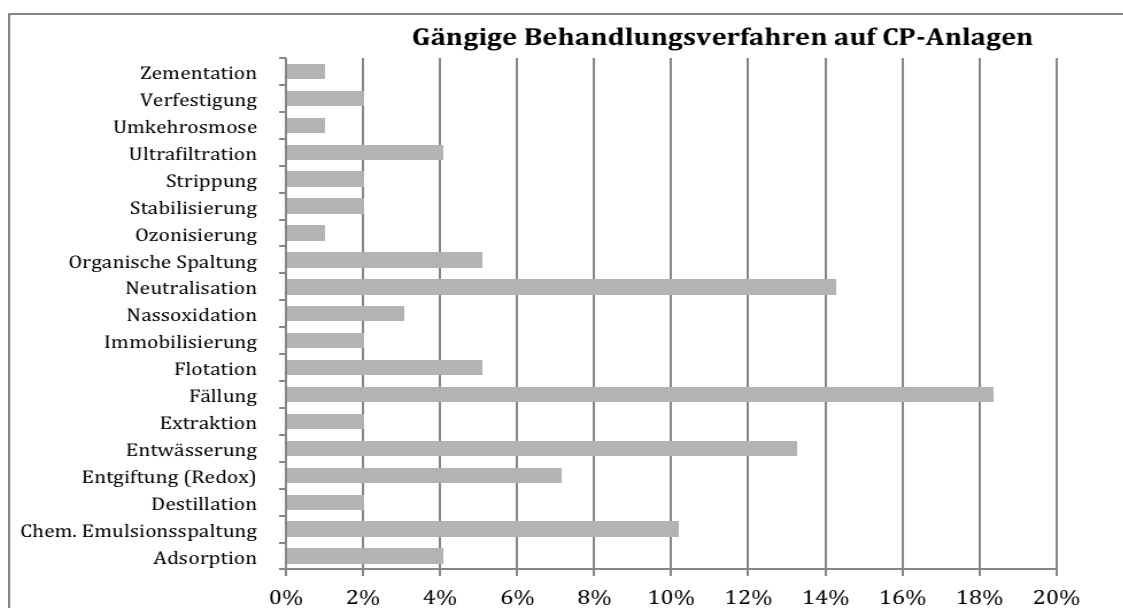


Abb. 2: Gängige Behandlungsverfahren auf CP-Anlagen (Modifiziert aus Thaler & Öhlinger 2010)

#### LITERATUR

- ÖWAV (2008) *Anforderungen an die Ausstattung und den Betrieb von Zwischenlagern für gefährliche Abfälle bei Abfallsammlern nach § 25 AWG 2002 Regelblatt 517*. Österreichischer Wasser- und Abwasserverband (Hrsg.) Wien.
- Thaler, P. & Öhlinger, A. (2010) *Chemisch-physikalische Behandlungsanlagen in Österreich - Bestandsaufnahmen der österreichischen Anlagen. REP-0249*. Umweltbundesamt. Wien. ISBN 978-3-99004-096-6.
- Umweltbundesamt (2003) *Merkblatt zu Abwasser- und Abgasbehandlung/-management in der chemischen Industrie – mit ausgewählten Kapiteln in deutscher Übersetzung*. Umweltbundesamt. Dessau
- Umweltbundesamt (2006) *Merkblatt über die besten verfügbaren Techniken für Abfallbehandlungsanlagen - mit ausgewählten Kapiteln in deutscher Übersetzung*. Umweltbundesamt. Dessau.
- Wagner, M., Menapace, H. & Frate, R. (2010) *Stand der Technik bei der chemisch-physikalischen Behandlung von flüssigen Abfällen*. Amt der Steiermärkischen Landesregierung Fachabteilung 19D. Graz.

# Flexible Möglichkeiten zur getrennten Verwertung von Bio- und Restabfall

G. Müller & A. Warnstedt

*Rhein-Lahn-Kreis Abfallwirtschaft, Bad Ems, Deutschland*

**KURZFASSUNG:** Im Abfallwirtschaftszentrum Rhein-Lahn (AWZ) wird eine MBA im Endrotteverfahren und eine Bioabfallbehandlungsanlage mit einer biologischen Trocknung des Überkorns zur anschließenden energetischen Verwertung in Biomassekraftwerken betrieben. Beide Anlagen sind nahezu verfahrensgleich. Bei der derzeit anstehenden Optimierung des Abluftsystems wurde auf eine flexible Anpassungsfähigkeit hinsichtlich zukünftiger Änderungen geachtet. Die Mengen von zu behandelndem Rest- und Bioabfall können sich zukünftig durch abfallwirtschaftliche Maßnahmen und geänderte regionale Zusammenarbeit verändern, bzw. verschieben. Mit dem Ziel mittelfristig von der Endrotte-MBA zur stoffstromspezifischen Restabfallbehandlung zu gelangen, werden in Singhofen seit 2010 Versuche durchgeführt, die der Frage nachgehen, ob eine Änderung der Betriebsweise der MBA vom Endrotteverfahren zu einer rein biologischen Trocknung der Mittelkalorik möglich und wirtschaftlich sinnvoll ist. Durch die Reduzierung der Aufenthaltszeiten in der Intensivrotte ist eine Verdreifachung des Durchsatzes denkbar. Die Energieeffizienz der Anlagen kann wesentlich verbessert werden. Gleichzeitig könnte der biogene Anteil in der Mittelkalorik zur Substitution von fossilen Energieträgern genutzt werden.

## 1 EINLEITUNG

Der Rhein-Lahn-Kreis als öffentlich-rechtlicher Entsorgungsträger betreibt in der Gemarkung Singhofen (Rheinland-Pfalz) ein Abfallwirtschaftszentrum (AWZ) mit den wesentlichen Komponenten Mechanisch-Biologische Restabfallbehandlungsanlage (MBA) (mit einem Durchsatz von 90.000 Mg/a für ca. 500.000 angeschlossene Einwohner), Bioabfallbehandlungsanlage (mit einem Durchsatz von 30.000 Mg/a bzw. zukünftig 40.000 Mg/a für ca. 300.000 Einwohner) und Deponie (zur Ablagerung des MBA-Outputs sowie untergeordneter Mengen inerter Abfälle, mit Deponieentgasungsanlage und Deponiesickerwasserreinigungsanlage). Die ausgebaute Deponiekapazität wird voraussichtlich ca. 2018 verfüllt sein.

Die Rhein-Lahn-Kreis Abfallwirtschaft beteiligte sich in den Jahren 2009 und 2010 an einer vom Umweltministerium Rheinland-Pfalz geförderten Studie zum „Biomassekonzept nördliches Rheinland-Pfalz“, das von dem Büro INFA – Institut für Abfall, Abwasser und Infrastruktur-Management GmbH, Aalen erstellt wurde. Inhalt dieser Studie ist eine künftige mögliche Zusammenarbeit bei der Biomasseverwertung unter Optimierung von ökologischen, innovativen und klimarelevanten Gesichtspunkten der beteiligten Landkreise.

Für die Bioabfallbehandlungsanlage im AWZ schlug die INFA vor, durch eine Änderung des Siebschnittes die Behandlungskapazitäten zu erhöhen, bzw. die am Standort vorgenommene Trocknung der Bioabfälle auf ihre holzigen Bestandteile zu beschränken. Weiterhin, so die Beurteilung von INFA, wäre eine Umstellung der Restabfallbehandlung von einer biologischen Endrottebehandlung zur Herstellung eines Deponats in der Intensivrotte auf eine Trocknung der Mittelkalorik sinnvoll. Hierdurch wären die Aufenthaltszeiten des Restabfalls in der Intensivrotte mehr als zu halbieren. Frei werdende Kapazitäten könnten zur Bioabfalltrocknung genutzt werden. (Infa 2010)

Zeitgleich zu dieser Studie wurde vom Ing.-Büro iba GmbH, Hannover eine CO<sub>2</sub>-Bilanz für das AWZ erstellt. Das Konzept der biologischen Trocknung der Bioabfälle mit anschließender

energetischer Verwertung in Biomassekraftwerken schließt mit einem im Vergleich zur Kompostierung sehr hohen Umweltentlastungseffekt ab. Es wurde darauf hingewiesen, dass sich das für die MBA ermittelte positive Ergebnis nach Energie- und Klimaschutzaspekten durch eine bessere Ausnutzung des Energiegehaltes der Feinfraktion, die bisher zur Intensivrotte und Deponie gelangt, weiter optimieren und noch deutlich steigern lässt (biologische Trocknung). (Keltens 2010)

Im Zeitraum der vorgenannten Studien wurde beim Betrieb der RTO, die die gesamte Abluft am Standort thermisch behandelt, ersichtlich, dass hier ein erheblicher Sanierungs- und Optimierungsbedarf zeitnah erforderlich wird. Hierbei wurde festgestellt, dass eine zukünftig optimierte Abluftbehandlung flexibel an mögliche betriebliche Änderungen anpassbar sein muss und darüber hinaus durch Einsparungen von Energie zur Energieeffizienz des Standorts beitragen sollte.

Zu berücksichtigen sind auch nicht unerhebliche Mengenverschiebungen der vergangenen Jahre (z.B. infolge neuer Behälterregelungen), welche ebenfalls Auswirkungen auf den Betrieb der biologischen Behandlungsanlage und der MBA zur Folge haben können.

### 1.1 Mechanisch-biologische Abfallbehandlung

Der angelieferte Restabfall wird grob vorsortiert, anschließend vorzerkleinert und in einem Trommelsieb mit einem Siebschnitt von rd. 100 mm abgeseibt. Das Überkorn (ca. 33 Gew.-%) wird verpresst und als sog. heizwertreiche Fraktion der thermischen Verwertung zugeführt. Das in der MA generierte Feinkorn wird nach Eisenabscheidung (3 Gew.-%) in einer Homogenisiertrommel mit dem aus der Deponie anfallenden Sickerwasser angefeuchtet und einer geschlossenen Intensivrotte zugeführt.

In der Intensivrotte wird das Feinkorn (ca. 45.000 Mg/a) in 28 geschlossenen Rotteboxen 5 Wochen biologisch behandelt. Zur Minimierung der in der RTO zu behandelnden Abluft wurde das Abluftsystem der Halle 1 mit einer Kühlung versehen, so dass die Prozessabluft der Halle 1 verstärkt im Kreislauf gefahren werden kann. Das intensiv behandelte Material wird im zweiten Schritt für ca. 9 Wochen einer überdachten, saugbelüfteten Nachrotte zugeführt. Anschließend wird das behandelte Material unter Einhaltung der gesetzlich vorgegebenen Ablagerungswerte in der Deponie eingebaut.

### 1.2 Bioabfallbehandlung

In der Bioabfallbehandlungsanlage wird der angelieferte Bioabfall über mehrere mechanische Verfahrensschritte zunächst in ein "Feinkorn < 20 mm" (ca. 21 Gew.-%), welches aufgrund seines Mineralikgehaltes in einer externen Kompostierungsanlage stofflich verwertet wird, und ein vor Ort weiter zu behandelndes "Mittelkorn > 20 mm" (ca. 76 Gew.-%) separiert. In Rotteboxen wird das so generierte Mittelkorn mittels Belüftung und daraus resultierender biologischer Selbsterhitzung ohne Zugabe von Wasser getrocknet. Nach einer Aufenthaltszeit von ca. 9 – 11 Tagen wird das behandelte getrocknete Material verladen und einem Biomassekraftwerk zur weiteren Verwendung zugeführt. Zur Minimierung der Abluft ist das Belüftungssystem analog zur Intensivrottehalle 1 mit einer Umluftkühlung versehen, so dass die verwendete Luft zu einem erhöhten Prozentsatz im Kreislauf gefahren werden kann.

Die Rotteboxen der Bioabfallbehandlungsanlage und der MBA sind verfahrenstechnisch gleich. So kann in jeder Rottebox sowohl Restabfall als auch Bioabfall getrocknet bzw. Restabfall zu Deponat behandelt werden. Auch eine Kompostierung von Bioabfall ist verfahrenstechnisch möglich.

## 2 RESTABFALLTROCKNUNGSVERSUCHE

### 2.1 Erste orientierende Trocknungsversuche

Bereits im Jahr 2010 wurden Versuche durchgeführt, mit dem Ziel, das Unterkorn für eine weitere thermische Verwertung in der derzeit als Intensivrotte genutzten Anlage zu trocknen. Hierbei ging es zunächst um die Erprobung der grundsätzlichen verfahrenstechnischen Machbarkeit, welche durch die Ergebnisse für das zuvor mechanisch aufbereitete Material bestätigt werden

konnte. Die Trocknung ohne vorhergehende mech. Behandlung des Restabfalls erfolgte nicht zufriedenstellend, da insbesondere in nicht geöffneten Abfallsäcken keine ausreichende Trocknung erfolgte und sich das behandelte Material in Bezug auf den Wassergehalt somit sehr inhomogen darstellte. Als erstes Fazit aus den oben beschriebenen Versuchen ist festzustellen, dass vermutlich eine Behandlungsdauer von 10 – 14 Tagen zur Trocknung des Restabfalls als optimal anzusehen ist.

## 2.2 Umfangreiche Trocknungsversuche

Im Jahr 2012 wurden in Singhofen zwei umfangreiche Restabfalltrocknungsversuche durchgeführt. Hierbei wurden die Prozessdaten, Mengenbilanzen und vor allem die Outputströme eingehend untersucht. Der angelieferte Restabfall wurde hierzu wie betrieblich üblich, vorzerkleinert, gesiebt (ca. 100 mm) und anschließend von Eisenmetallen befreit. Das so aufbereitete Material mit einem TS-gehalt von ca. 50 Gew.-% wurde in einen Tunnel mittels Radlader eingetragen und dort 10 bzw. 12 Tage getrocknet. Das Outputmaterial, welches durch Trocknung um 37 bzw. 45 Gew.-% bezogen auf den Tunnelinput reduziert werden konnte, wurde verworfen und der Verwertung zugeführt. Der Trockensubstanzgehalt betrug ca. 85 Gew.-% bezogen auf die Feuchtsubstanz. Eine Teilcharge wurde nachträglich mittels Trommelsieb in die Fraktionen < 20 mm und 20 – 100 mm klassiert; wobei das Feinkorn einen Anteil von 35 – 45 Gew.-% und das Grobkorn einen Anteil von 65 – 55 Gew.-% bildete. Die beiden Ströme wurden beprobt und labortechnisch auf die Parameter TS, oTS, TOC, biogener Anteil, Ho, Hu, Aschegehalt, Chlor und Quecksilber untersucht.

Für das getrocknete Grobkorn (> 20 mm) konnte ein Heizwert  $H_u$  von ca. 13 MJ/kg FS ermittelt sind. Die detaillierten Ergebnisse der Laboranalysen werden im Rahmen des Posters präsentiert.

## 2.3 Nachträgliche Aufbereitung

Vor dem Hintergrund eine definierte Brennstoffqualität zu erzeugen und damit den Anforderungen der Verwerter zu entsprechen, wurden Teilchargen des getrockneten Restabfalls versuchsweise externen mechanischen Aufbereitungsanlagen zugeführt, um sie dort nachträglich weiter aufzubereiten. Die Ergebnisse variieren und werden im Rahmen des Posters detailliert präsentiert. Grundsätzlich erzeugten die Anlagen definierte Stoffströme mit großer Trennschärfe, so dass die Anforderungen der Verwerter erreicht werden können.

## 3 ZUKUNFTSSZENARIO – BETRIEBSWIRTSCHAFTLICHE BETRACHTUNG

Gegenüber dem derzeit praktizierten Endrotteverfahren würde sich bei der erprobten Verfahrensweise die Aufenthaltszeit in der Intensivrotte um 70 % reduzieren, die Behandlung in der Nachrotte entfiel vollständig. Hierdurch können pro Jahr ca. 1,65 Mio. kWh bzw. ca. 37 kWh/Mg biologisch behandeltem Unterkorn eingespart werden. Dies führt zu Kostenersparnissen von 5,5 Euro/Mg behandeltem Unterkorn und zusätzlichen CO<sub>2</sub>-Einsparungen. Weiterhin ist die zu behandelnde Abluftmenge entsprechend reduzierbar. Hierdurch sind ca. weitere 0,61 Mio. kWh Strom und 4,4 Mio. kWh Gas einzusparen. Dies führt zu Kostenersparnissen von ca. 6 Euro/Mg behandeltem Unterkorn sowie zusätzlichen CO<sub>2</sub>-Einsparungen. Umsetzvorgänge (derzeit ca. 12-mal) und LKW-Transporte können entfallen, was zu Kostenersparnissen beim Dieselverbrauch von ca. 3,0 Euro/Mg führt. Anschaffungs-, Reparatur- und Personalkostenersparnisse bis zu 10 Euro/Mg biologisch behandeltem Unterkorn sind möglich. Einsparungen beim durch aggressives Prozesswasser verursachten Wartungsaufwand in Höhe von 3,50 Euro/Mg biologisch behandeltem Unterkorn scheinen realistisch.

Insgesamt sind bei Umstellung der Intensivrotte vom derzeitigen Endrotteverfahren auf eine Trocknung des Unterkorns Einsparungen der Betriebskosten in Höhe von ca. 28 Euro/Mg (brutto) biologisch behandeltem Unterkorn zu erzielen. Deponierungskosten sind in dieser Berechnung noch nicht berücksichtigt. Ebenfalls nicht berücksichtigt ist die Abschreibung der Intensivrotte. Lediglich ca. 30 % der Intensivrotte würden nach einer Umstellung zur Trocknung des derzeit anfallenden Unterkorns benötigt. Die restlichen 70 % der Intensivrotte könnten zur

Trocknung zusätzlicher Mengen von Restabfall bzw. Bioabfall genutzt werden. Rein theoretisch könnte der Durchsatz der derzeitigen Intensivrotte bei Umstellung auf Trocknung von derzeit 45.000 Mg/a um weitere 90.000 Mg/a zu trocknender Bioabfall- bzw. Restabfallmengen erhöht werden. Für den Betrieb der mech. Anlagen würde dann jedoch ein Mehrschichtbetrieb erforderlich sein.

Auch eine Kompostierung des mineralikhaltigen Feinstkorns (< 20 mm) des Bioabfalls bzw. die Deponatherstellung aus dem mineralikhaltigen Feinstkorn (< 20 mm) des Restabfalls ist denkbar und technisch möglich.

#### 4 SCHLUSSFOLGERUNG/AUSBLICK

Eine biologische Trocknung des Restabfalls mittels der vor Ort verfügbaren Technik ist durchführbar. Die energetische Verwertung des getrockneten Materials < 100 mm in Industrieheizkraftwerken erscheint nach den vorliegenden Ergebnissen möglich. Bei einer Verwertung des Materials in Zementwerken bzw. Kohlekraftwerken wird eine weitergehende Aufbereitung erforderlich. Nach vorliegenden Anforderungen von Verwertern sollte die Körnung (2. Dimension) < 30 mm betragen. Das Material sollte blasfähig sein. Es scheint, dass das Material 20 – 100 mm in Bezug auf Heizwert, Wassergehalt, Aschegehalt, sowie Schwefel und Chlor die Anforderungen dieser Verwertungsanlagen erfüllt.

Im Falle einer Vor-Ort-Aufbereitung wäre die mechanische Aufbereitungsanlage (Singhofen) u.a. durch einen NE-Metallabscheider zu ergänzen, da (wenn auch nur geringe) Anforderungen an die Reduzierung von FE- und NE- Metallen gestellt wurden. Durch den hohen Ascheanteil von ca. 50 Gew.-% TS im Feinmaterial (< 20 mm) wird eine Absiebung dieser Fraktion vom eigentlichen Brennstoff erforderlich werden.

Anhand der bisherigen Versuche, der daraus gewonnenen Ergebnisse und den darauf basierenden Szenarien scheint eine Umstellung des bisherigen Rottebetriebes auf eine rein biologische Trocknung möglich und sowohl ökonomisch als auch ökologisch sinnvoll. Die bisherigen Ergebnisse werden durch weitere Versuche zu verifizieren und die Kenndaten für eine Umstellung detaillierter zu ermitteln sein. Es ist zu prüfen, ob eine Aufbereitung in bestehenden externen Anlagen oder in eigener Anlage nach Investition in neue Trenntechnik die wirtschaftlichste Alternative darstellt.

#### LITERATUR

Institut für Abfall, Abwasser und Infrastruktur-Management GmbH (2010) Biomassekonzept nördliches Rheinland-Pfalz (unveröffentlicht).

Ketelsen, K. (2010) *Energieeffizienz und Klimarelevanz der MBA und BA im AWZ Rhein-Lahn.*

## Vom Abfall zum Rohstoff – Saubermacher Forschungsanlage

A. Curtis

*Saubermacher Dienstleistungs AG, Graz, Österreich*

**KURZFASSUNG:** Im Frühling 2012 wurde von der Fa. Saubermacher am Standort Graz Puchstrasse eine Forschungsanlage eröffnet. Diese Anlage dient als Bindeglied zwischen Labor und Produktionsanlage und ermöglicht es, sich unabhängig von der Produktion intensiv mit Fragestellungen der Abfallaufbereitung auf technisch/wissenschaftlicher Ebene zu befassen. Die Anlage dient zur Erforschung neuer Aufbereitungstechniken, u. A. im Zusammenhang mit der Aufbereitung „neuer Abfälle“ (Future Waste). Die Ergebnisse der Forschungstätigkeit wiederum gewährleisten eine zielgerichtete Verbesserung bestehender Aufbereitungsanlagen sowie die Konzeptionierung neuer Anlagen.

### 1 EINLEITUNG

Die gesetzlichen, wirtschaftlichen sowie technischen Entwicklungen des letzten Jahrzehnts haben auch vor der Abfallwirtschaft nicht halt gemacht. Die Veränderung der abfallwirtschaftlichen Rahmenbedingungen führte zu einer kontinuierlichen Weiterentwicklung, wobei das Entwicklungspotential noch lange nicht ausgeschöpft ist. Vor dem Hintergrund ständig steigender Energie und Rohstoffpreise gewinnt der schonende Umgang mit Ressourcen nicht nur aus Sicht des Umweltschutzes sondern auch aus ökonomischen und volkswirtschaftlichen Gesichtspunkten enorme Bedeutung.

Die stoffliche Verwertung unterschiedlichster Materialien spielt dabei eine große Rolle, wenn es um die Einsparung von Primärrohstoffen zur Schonung der natürlichen Lagerstätten geht. Mit der 2008 novellierten Abfallrahmenrichtlinie der Europäischen Union (2008/98/EG), die den rechtlichen Rahmen für die europäische Abfallwirtschaft bildet und im Februar 2011 in Österreich in nationales Recht umgesetzt wurde, wird die zukünftige Ausrichtung der Abfallwirtschaft neu definiert. Die Erweiterung der bisherigen 3-stufigen hin zur 5-stufigen Abfallhierarchie verdeutlicht den Stellenwert der Wiederverwendung und des stofflichen Recycling von Abfällen.

Um dieser Tatsache Rechnung zu tragen, verlangen neue Wege auch innovative Behandlungsverfahren, die eine zukünftige Abfallwirtschaft prägen werden. „Weg von der Abfallwirtschaft hin zur Ressourcenwirtschaft“ ist daher das Motto der Firma Saubermacher, die sich zum Ziel gesetzt hat, zukünftig noch mehr in Richtung Recycling zu gehen und somit die stoffliche Verwertungsquote zu steigern. Ein großer Schritt in diese Richtung wurde im April 2012 mit der Eröffnung der Saubermacher Forschungsanlage in Graz getan. Die Anlage dient dazu neue Aufbereitungstechniken für feste nicht gefährliche Abfälle zu erforschen.

Die wissenschaftliche Begleitung von Forschungsprojekten ist zum Teil ausgelagert. So sollen etwa weitergehende Untersuchungen im Feinkornbereich oder metallurgische Fragestellungen in den Laboranlagen von Universitäten stattfinden. Dafür kooperiert Saubermacher mit der Montanuniversität Leoben, unter anderem mit dem Lehrstuhl für Abfallverwertungstechnik und dem Lehrstuhl für Aufbereitung & Veredelung (A&V) sowie mit anderen österreichischen und ausländischen Universitäten sowie Fachhochschulen. Dazu laufen derzeit Kooperationsprojekte mit mehr als zehn Universitäten und Fachhochschulen im In- und Ausland.



## 2 ANLAGENBESCHREIBUNG

In der Forschungsanlage werden ausschließlich nicht gefährliche Abfälle untersucht. Genehmigt sind derzeit rund 200 Abfall-Schlüsselnummern, ausgenommen flüssige, pastöse, infektiöse oder explosionsgefährliche Abfälle. Ein Schwerpunkt soll auf der Metall-Rückgewinnung liegen, so wird u.a. auch die bessere mechanische Aufbereitung von Elektronikschrott erforscht.

Dies auch vor dem Hintergrund, dass immer komplexer zusammengesetzte Abfallgemische eine nicht unwesentliche Quelle von Ressourcen darstellen. Um an diese zu gelangen kommt dem Aufschluss des Materials und der Trenntechnik immer größere Bedeutung zu. Neben der charchenweisen Aufbereitung von Abfällen zu Versuchszwecken sollen in der Anlage auch Proben für die chemische Analytik aufbereitet werden. Aufgrund der Heterogenität der Abfälle sind dabei große Probemengen notwendig, mit denen man in herkömmlichen Technikumsanlagen schnell an deren Kapazitätsgrenzen stößt.

Die in Abb.1 dargestellte Anlagenkonfiguration ist als Aufstellungsbeispiel zu verstehen. Die Anlage kann für einzelne Aufbereitungsversuche immer wieder neu angeordnet werden. Zusätzlich können bei einigen Aggregaten Parameter wie z.B. Siebeinsätze, Trennkanten, Luftmengen, etc. verstellt werden, um Feinoptimierungen am Endergebnis zu ermöglichen. Jedes Aggregat kann direkt beschickt werden und einzeln oder im Verbund mit anderen Aggregaten betrieben werden. Zur Aufbereitungsreihenfolge ist grundlegend anzumerken, dass bei fast allen Inputmaterialien als erste Aufbereitungsstufen eine Vorzerkleinerung und im Anschluss eine nachgeschaltete Nachzerkleinerung zum Aufschluss des Materials erfolgt. Danach folgen verschiedene Klassier- (z.B. Siebung), sowie Trennschritte (z.B. Dichtentrennung). Die Materialaufgabe in der Forschungsanlage erfolgt durch einen Radlader, Stapler oder manuell. Die Outputfraktionen werden mittels Staplerbehältern oder Big-Bags erfasst.

Insgesamt gesehen bietet die neue Forschungsanlage, die ein Unikum in der österreichischen Entsorgungslandschaft darstellt, größtmögliche Flexibilität im Umgang mit der mechanischen Aufbereitung und Sortierung von Abfällen.

Rund 500.000 Euro hat Saubermacher in die Anlagentechnik investiert. Bestückt wurde sie mit gebrauchten Maschinen (Reuse). Die Forschungsanlage ist für einen Maximaldurchsatz von 1.000 Mg/a genehmigt. Die maximale Lagermenge im Bereich der Forschungsanlage liegt bei ca. 30 Mg. Jede Abfallart wird ihrem Gefährdungspotenzial entsprechend in geeigneter Form gelagert (z.B. lose in Quickblock-Box, offene Behälter, geschlossene Behälter, etc.).

In der ca. 500 m<sup>2</sup> großen Halle kommen folgende Aggregate zum Einsatz:

- Grobschredder = Vorzerkleiner 1,
- Schredder für mittlere Korngrößen = Vorzerkleiner 2,
- Granulator = Nachzerkleinerer für Korngrößen bis ca. 3 mm,
- mehrere Magnetabscheider,
- mehrere Kreisschwingsiebmaschinen,
- Taumelsiebmaschine,
- Windsichter,
- Verkügelungsmühle,
- Lufttrennherd,
- Elektrostatischer Abscheider und
- Glühofen (steht auf der Montanuniversität Leoben).

Der bei der Aufbereitung entstehende Staub wird durch eine zentrale Entstaubungsanlage, an der alle Aggregate angeschlossen sind, abgetrennt.

Durch Kooperationen mit Anlagenherstellern sollen noch weitere Aggregate wie z.B. sensorgestützte Sortiermaschinen, in die Anlage integriert werden.

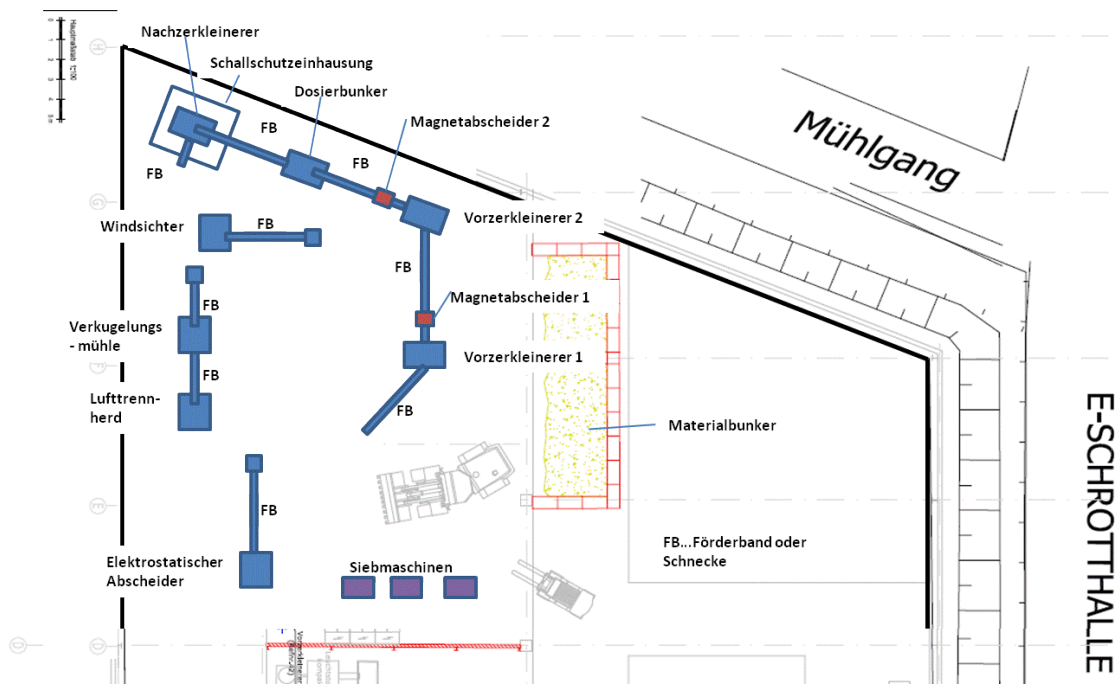


Abb. 1 : Layout der Forschungsanlage

### 3 FORSCHUNGSPROJEKTE

Im Folgenden werden beispielhaft zwei Projekte vorgestellt, welche von der Forschungsanlage profitieren.

#### 3.1 LIBRES

Derzeit wird gemeinsam mit der Firma Magna und der Montanuniversität Leoben ein Verfahren zum Recycling von Lithium-Ionen-Batterien aus Elektro- und Hybridfahrzeugen (LIBRES) entwickelt, wobei die mechanischen Verfahrensschritte mit vorbehandelten Zellen in der Forschungsanlage getestet werden.

#### 3.2 100% Substitution eines fossilen Regelbrennstoffes durch EBS

Ein weiterer Forschungsschwerpunkt stellt die Weiterentwicklung von Ersatzbrennstoffe dar. Die Firma Saubermacher stellt pro Jahr rund 240.000 Tonnen Ersatzbrennstoffe (EBS), davon 100.000 Tonnen Hauptbrenner-Material für Zementwerke, her.

Trotz der österreichweit hohen Substitutionsrate von durchschnittlich 60 % (bis zu 80 % bei einigen Zementwerken) wird diese Rate kontinuierlich erhöht. Daraus ergibt sich zwangsläufig, dass auch die Qualität der Ersatzbrennstoffe verbessert werden muss. Durch Abtrennung von Schadstoffen wie z.B. Chlor oder Schwermetallen nähert sich die EBS-Qualität immer weiter der Qualität von Regelbrennstoffen an.

In diesen Ersatzbrennstoffen steckt noch ein erhebliches Potential an Wertstoffen, das nicht optimal genutzt wird. Vor allem Metalle und Kunststoffe könnten noch besser aussortiert werden. Beispielsweise ist allein in dem Hauptbrenner-Material rund 0,1 % Aluminium versteckt, also immerhin 100 Tonnen pro Jahr. In hochkalorischen Ersatzbrennstoffen sind außerdem rund 50 bis 60 % Kunststoff enthalten. Gleichzeitig soll untersucht werden wie Schadstoffe, z.B. Schwermetalle, aus den Ersatzbrennstoffen entfernt werden können.

## 4 RESÜMEE

Um als Abfallwirtschaftsunternehmen mit den sich ständig ändernden gesetzlichen, wirtschaftlichen sowie technischen Entwicklungen Schritt halten zu können ist es notwendig die technische Weiterentwicklung der Abfallbehandlungstechnologien zielgerichtet voranzutreiben.

Die Errichtung einer eigenen Forschungsanlage war für die Firma Saubermacher ein wichtiger Meilenstein um die Kompetenz in der Abfallverwertungstechnik weiter auszubauen. Die Anlage dient dazu, neue Aufbereitungstechniken für derzeit anfallende Abfälle, aber auch - bedingt durch den technischen Fortschritt – die immer komplexer werdenden Abfallgemische der Zukunft (Future Waste) zu erforschen.

Zum Aufschluss der Abfälle und zur Abtrennung der Wertstoffe kommen hauptsächlich mechanische Aufbereitungsaggregate zum Einsatz. Ein Glühofen, der an der Montanuniversität installiert ist, dient der thermischen Vor- und Nachaufbereitung geeigneter Abfälle. Dieser ist mit seinem großen Fassungsvermögen optimal auf die Anforderungen abfallwirtschaftlich/technischer Fragestellungen ausgelegt.

Zahlreiche langjährige Kooperationen mit Universitäten und Fachhochschulen ermöglichen die wissenschaftliche Begleitung von Forschungsprojekten auf hohem Niveau aber auch die gegenseitige Nutzung von technischen Ressourcen.

Die neue Forschungsanlage ist für die Firma Saubermacher ein unverzichtbarer Baustein um den technischen Fortschritt voranzutreiben und somit mit den sich ständig ändernden abfallwirtschaftlichen Rahmenbedingungen Schritt halten zu können. Die Forschung und Entwicklung stellt dabei einen wesentlichen Pfeiler in der zukunftsorientierten und umweltgerechten Weiterentwicklung der Saubermacher Dienstleistungs AG dar.

# Aufbereitungstechnische Untersuchungen an einer EAG-Aufbereitungsanlage

H. Schwarz, H. Flachberger & A. Schmid

Montanuniversität Leoben, Lehrstuhl für Aufbereitung und Veredlung, Leoben, Österreich

A. Curtis

Saubermacher Dienstleistungs AG, Graz, Österreich

**KURZFASSUNG:** Die Aufbereitungsanlage der Saubermacher Dienstleistungs AG am Standort Unterpremstätten zur Aufbereitung von Elektro- und Elektronikaltgeräten (Abb. 1) wurde mittels aufbereitungstechnischer Untersuchungen hinsichtlich ihrer Optimierungs- und Erweiterungspotentiale untersucht. In dieser EAG-Aufbereitungsanlage wird das Aufgabegut gegenwärtig mittels der aufbereitungstechnischen Grundprozesse „Zerkleinerung“, „Klassierung“ und „Sortierung“ (Magnetabscheidung und Klaubung) aufbereitet. Dabei fallen zwei betriebsintern als „Durchlauf“ und „Feinanteil“ bezeichnete Restfraktionen an, die im Rahmen dieser Untersuchungen auf weitere Möglichkeiten einer ergänzenden Aufbereitung analysiert wurden.

## 1 EINLEITUNG

Ausgelöst durch den stetig steigenden Bedarf an Haushaltsgeräten mit elektrischen und elektronischen Bauteilen und Unterhaltungselektronik, sowie den breiteren Einsatz von Geräten zum Messen, Steuern und Überwachen in Industrie und Haushalt steigt die Menge an defekten und ausgemusterten Bauteilen und Geräten. Die seitens des Gesetzgebers geforderte Erhöhung der Verwertungsquoten und die Preisentwicklung von Sekundärrohstoffen führen zu einem stärkeren Bestreben der Verwerter, ihre in den bestehenden Aufbereitungsanlagen etablierten Aufbereitungsprozesse einer kritischen Evaluierung zu unterziehen und diese allfällig anzupassen bzw. zu optimieren.

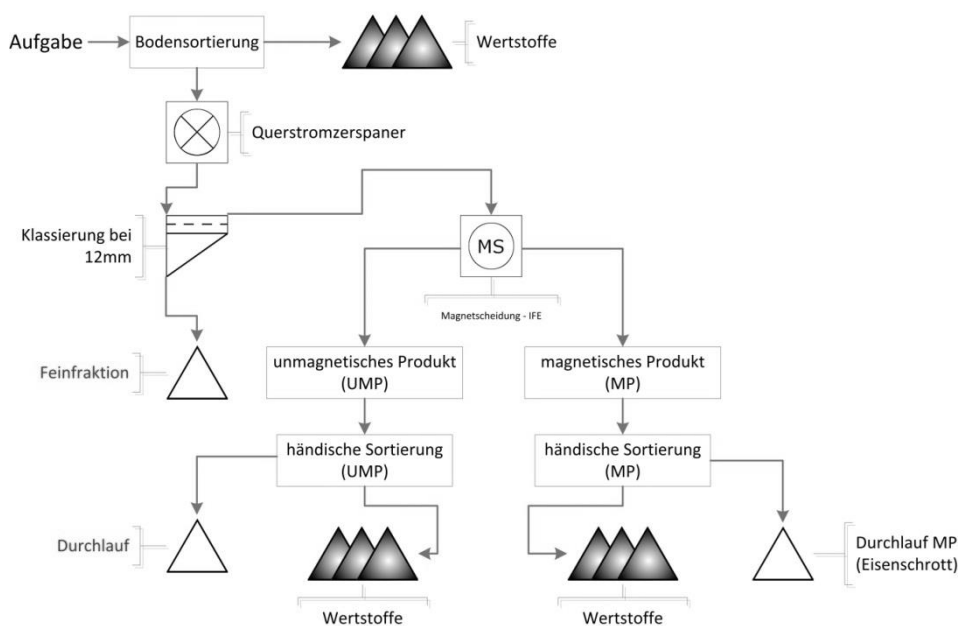


Abb. 1: Fließschema der EAG-Aufbereitungsanlage der Saubermacher Dienstleistungs AG zur Aufbereitung von Elektro- und Elektronikaltgeräten am Standort Unterpremstätten

Die damit verbundenen technischen Herausforderungen wurden anhand der EAG-Aufbereitungsanlage der Saubermacher Dienstleistungs AG zur Aufbereitung von Elektro- und Elektronikaltgeräten am Standort Unterpremstätten im Rahmen der Diplomarbeit des erstgenannten Autors untersucht. In dieser im November 2010 in Betrieb gegangenen Anlage werden Elektro(nik)-Altgeräte dem Stand der Technik entsprechend gemäß einem unter dem Namen „Standardverfahren für Elektro(nik)-Altgeräte“ bekannten Verfahren aufbereitet. In diesem in Abb. 1 dargestellten Aufbereitungsverfahren fallen dabei zwei betriebsintern als „Durchlauf“ und „Feinanteil“ bezeichnete Restfraktionen an. Etwa 40 % des Aufgabegutes entfallen dabei auf die Restfraktion „Durchlauf“, rund 1 % auf den „Feinanteil“. Voruntersuchungen von Seiten der SDAG (Saubermacher Dienstleistungs AG) zeigten auf, dass das vorhandene Wertstoffpotential dieser Restfraktionen weitere Aufbereitungsschritte rechtfertigte, was durch aufbereitungstechnische Untersuchungen im Rahmen einer Forschungs Kooperation der SDAG und dem Lehrstuhl für Aufbereitung und Veredlung der Montanuniversität Leoben zu prüfen war.

## 2 UNTERSUCHUNGSABLAUF

Die für die Restfraktionen „Feinanteil“ und „Durchlauf“ gewählten Versuchsabläufe sind in den beiden Ablaufschemata in Abb. 2 vereinfacht dargestellt. Dunkle Dreiecke weisen dabei auf Endprodukte hin, wohingegen weiße Dreiecke entweder Zwischenprodukte bzw. weiter aufzubereitende Fraktionen darstellen. Die in den beiden Ablaufschemata ausgewiesenen Zahlenwerte stellen die erzielten Masseausbringungswerte dar.

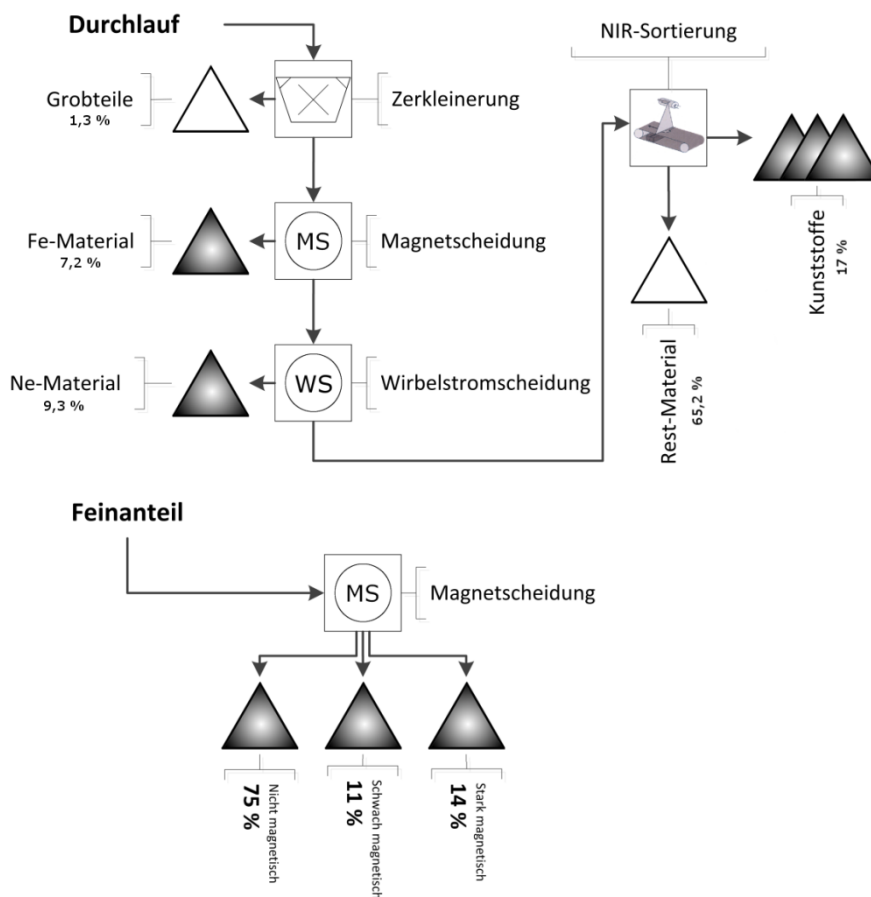


Abb. 2: Schematische Darstellung der Untersuchungsabläufe de „Durchlaufs“ und des „Feinanteils“

Die als „Durchlauf“ bezeichnete Restfraktion wurde über einen Zeitraum von 20 Tagen beprobt. Dazu wurden vor- sowie nachmittags etwa 50 kg aus dem Stoffstrom der Anlage entnommen. Die gesammelte Probenmenge wurde anschließend mittels folgender Maßnahmen untersucht:

- Zerkleinerung mit anschließender Probenahme vom Haufen,
- Magnetscheidung,
- Wirbelstromscheidung,
- Nahinfrarotsortierung und
- Händische Nachsortierung.

Die als „Feinanteil“ bezeichnete Restfraktion, welche am Gelände der SDAG in einem Bunker gesammelt wird, wurde nach Probenahme vom Haufen durch Magnetscheidung sortiert. Die Produkte der Laboranalyse von „Durchlauf“ und „Feinanteil“ (schwarze Dreiecke in Abb. 1) wurden jeweils einer aufbereitungstechnischen Merkmalsklassenanalyse unterzogen, um die Erstellung der technischen Bilanztafeln zu ermöglichen. Im Anschluss wurden die Restfraktion „Durchlauf“ händisch nach optischen Gesichtspunkten in eine Eisen-, eine Nichteisen-, eine Kupfer- sowie eine nicht oder nur teilweise aufgeschlossene Bauteil- Fraktion nachsortiert. Damit wurde es möglich, den Sortiererfolg der technischen Prozessschritte mit denen der im Labor zu vergleichen.

### 3 ERGEBNISSE

#### 3.1 Durchlauf

##### 3.1.1 Endprodukte (Fe-, Ne- und KS-Fraktionen)

Der Vergleich der Bilanztafeln der technischen Sortierung (TS) mit denen der händischen Klau- bung (HK) in Tab. 1 zeigt die Ausbringensunterschiede zwischen technischer Sortierung und händischer Klau- bung im Labor (und damit unter optimalen Bedingungen). Die vergleichsweise geringen Differenzen der in den Bilanztafeln ausgewiesenen Ausbringenswerte zeigen ein- drucksvoll auf, dass eine Anreicherung von qualitativ hochwertigen Produkten – der „Eisenfrak- tion (Fe-Material)“, der „Nichteisenfraktion (Ne-Material)“ und der „Kunststofffraktion (KS- Material)“ – möglich ist.

Tab. 1: Gegenüberstellung der Inhaltsausbringenswerte von technischer Sortierung und händischer Klau- bung

Kornklasse [mm]	Inhaltsausbringen des Ne- Materials [%]		Inhaltsausbringen des Fe- Materials [%]		Inhaltsausbringen des KS-Materials [%]	
	TS	HK	TS	HK	TS	HK
> 40 31,5	7,94	6,73	5,48	5,48	3,79	3,85
31,5 20	49,62	40,57	28,38	28,38	30,84	31,57
20 16	9,29	9,34	11,86	11,86	13,46	13,55
16 10	20,22	18,16	25,09	25,09	26,39	26,84
10 0	12,93	25,20	29,19	29,19	25,52	24,19

Für die optimale Positionierung der NIR-Sortierung im Aufbereitungsgang der Elektro(nik)- Aufbereitungsanlage wurden mehrere Untersuchungsreihen durchgeführt. Die Untersuchungen haben gezeigt, dass die optimale Platzierung im Anschluss an die Magnetscheidung und Wir- belstromscheidung ist.

##### 3.1.2 Zwischenprodukt (Grobteile)

Als Grobteile werden jene Teile des Durchlaufes bezeichnet, welche einen im Vergleich zum verbleibenden Durchlauf gravierend höheren Energieeintrag zur Zerkleinerung benötigen.

Die Grobteile setzen sich dabei aus den unterschiedlichsten Materialien zusammen und zei- gen Abmaße zwischen 80 und 400 mm. Messungen des benötigten Schneidmomentes am Zer- kleinerungsaggregat zeigen, dass für die Zerkleinerung derartiger Grobteile Momente des 14- fachen des durchschnittlichen Moments der von Grobteilen entfrachteten Durchlaufes benötigt werden. Daher ist im Zuge der Erweiterung der EAG-Aufbereitungsanlage zu evaluieren, ob

diese Grobteile entweder durch erhöhten Energieeintrag in einem Zerkleinerungsaggregat zerkleinert oder durch Ausschluss aus dem Materialfluss entfernt werden sollen.

### 3.2 *Feinanteil*

Tab. 2: Zusammenfassung der Merkmalsklassenanalyse der Reststofffraktion „Feinanteil“

Kornklasse [mm]	Inhaltsausbringen [%]		
	schwach magnetisch	stark magnetisch	nicht magnetisch
>10 6,3	14,17	51,72	24,76
6,3 5	4,55	3,81	15,85
5 3,15	10,10	23,28	25,30
3,15 2	10,51	6,26	17,45
2 0	60,67	14,93	16,64

Die orientierenden Untersuchungen zeigten, dass das Masseausbringen der stark magnetisierbaren Fraktion 14 %, jenes der schwach magnetisierbaren Fraktion 11 % beträgt (siehe Abb. 2). Wie aus Tab. 2 hervorgeht, könnte durch Einsatz eines zusätzlichen Klassierschrittes bei 2 mm der Einsatz eines Schwachfeld-Magnetscheiders ermöglicht und damit ein stark magnetisches Produkt mit einem Inhaltsausbringen von immerhin 85 % erzeugt werden.

## 4 SCHLUSSFOLGERUNG, ZUSAMMENFASSUNG

Die gewonnenen Erkenntnisse aus den aufbereitungstechnischen Untersuchungen der Restfraktionen resultierten in Vorschlägen für die Erweiterung der bestehenden EAG-Aufbereitungsanlage für eine optimierte Wertstoffentfrachtung. Die solcherart erzeugten Produkte wurden mittels Merkmalsklassenanalyse hinsichtlich der Sortenreinheiten und erzielten Qualitäten evaluiert, wobei sich zeigte, dass die Verfahrensgänge Produkte von hoher Qualität zu erzeugen in der Lage sind.

Den vorgeschlagenen Aufbereitungsgängen sind dabei folgende Erkenntnisse zugrundegelegt:

- Der Wirbelstromsortierung soll zur Entfrachtung von ferromagnetischem Gut eine Magnetscheidung vorgeschaltet sein.
- Die Aufgabe der NIR-Sortierung sollte zur Erzielung höherer Sortierquoten der Kunststoffe von Metallen und Nichtmetallen entfrachtet sein.
- Für die Wahl des für die Zerkleinerung des Durchlaufs optimal angepassten Aggregates bedarf es entweder einer Möglichkeit zur Ausschleusung der Grobteile oder der Inkaufnahme eines hohen Energieeintrages.
- Zur optimalen Aufbereitung des Durchlaufs sollte dieser in einer Korngrößenspanne zwischen 10 und 80 mm vorliegen.

## LITERATUR

Schwarz, H. (2012) *Aufbereitungstechnische Untersuchungen zu Optimierungs- und Erweiterungspotentialen einer Aufbereitungsanlage für Elektronik- und Elektroaltgeräte*. Leoben: Montanuniversität Leoben.

## Stoffstromanalyse einer Elektroaltgeräte – Behandlungsanlage

S. Lukas, G. Kreindl & K.E. Lorber

*Institut für nachhaltige Abfallwirtschaft und Entsorgungstechnik (IAE), Montanuniversität Leoben, Leoben, Österreich*

A. Curtis

*Saubermacher Dienstleistungs AG, Graz, Österreich*

**KURZFASSUNG:** Die Elektroaltgeräte (EAG)-Aufbereitungsanlage der Firma Saubermacher Dienstleistungs AG am Standort Unterpremstätten wurde im Sommer 2010 errichtet. Da die Anlage noch relativ neu war und es keine Untersuchungen in Hinsicht einer umfassenden Stoffbilanz gab, wurde vergangenes Jahr eine Stoffstromanalyse (SFA) nach ÖNORM S 2096 durchgeführt, um herauszufinden, wie sich die Wertstoffe und auch Schadstoffe in den verschiedenen Fraktionen an- bzw. abreichern. Weiters ging es darum, herauszufinden wie hoch der in den Elektroaltgeräten befindliche Wertstoffanteil tatsächlich ist, wie weit dieser abgetrennt wird und welcher Aufschlussgrad dabei erreicht wird.

### 1 EINLEITUNG

Seit November 2010 werden in der Aufbereitungsanlage Alt-Elektrokleingeräte (KEAG) wie Radios, Computer, Staubsauger etc. mechanisch zerkleinert und händisch sortiert. Bis vor kurzem erfolgte der Ablauf der Aufarbeitung nach folgenden Prozessschritten: grobe Vorsortierung und Aufgabe des Materials auf das Förderband - Querstromzerspaner - Siebung - Magnetscheidung - manuelle Sortierung (siehe Abb. 1).

Nach der Behandlung fielen durchschnittlich 40 % Durchlauf an. Um die Trennleistung beurteilen zu können und eine Stoffstromanalyse durchführen zu können, musste zunächst die Zusammensetzung dieser Fraktion bestimmt werden. Auch die anderen Fraktionen wurden untersucht, v.a. die Feinfraktion (Siebfraktion), die seit der Inbetriebnahme der Anlage gelagert wurde, da noch kein geeigneter Behandlungspfad gefunden worden war.

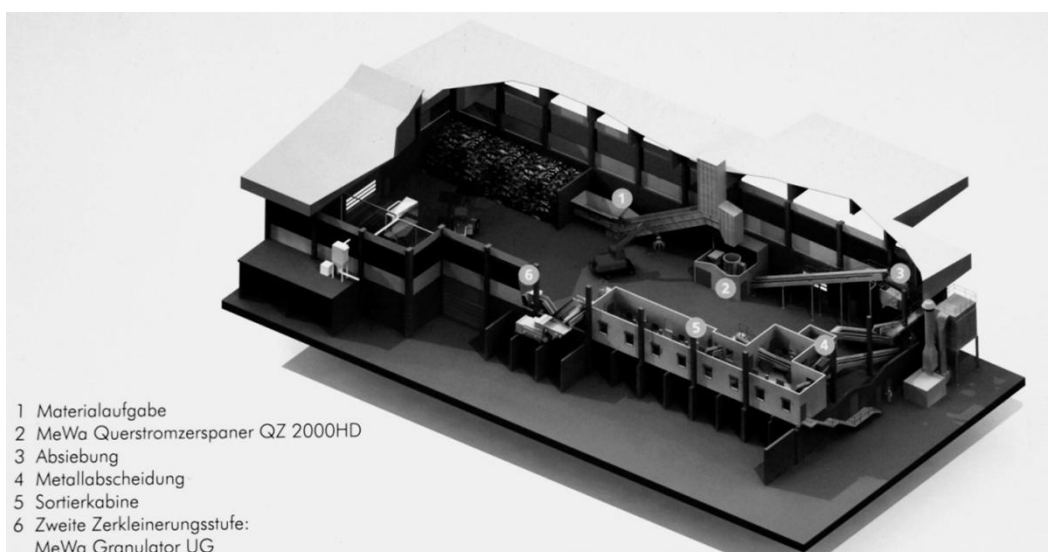


Abb. 1: Anlagenschema



## 2 METHODODIK

In Abb. 2 ist die angewandte Methodik zur Probenahme dargestellt. Die Vorgehensweise entspricht dabei den Vorgaben der ÖNORM EN 14899 für eine repräsentative Probenahme. Zunächst wurden sämtliche Fraktionen beprobt und verwogen. Die Feinfraktion dieser Proben wurde zur Wassergehalts- und Heizwertbestimmung herangezogen, da sie direkt aus dem Stoffstrom entnommen wurde und im Gegensatz zum gelagerten Material Originalfeuchte besaß. In der Folge wurde nur mehr der Durchlauf beprobt und zwar mehrere Wochen hindurch, insgesamt drei Mal zu je 50 kg. Diese Proben wurden zu zwei 150 kg Sammelproben vereint (Proben V und VI). Danach wurde der Durchlauf sortiert. Der Sortierrest wurde gesiebt, Anteile  $> 10$  mm wurden verjüngt (Viertelmethode) und sortiert, Anteile  $< 10$  mm im Labor analysiert. Des Weiteren wurden noch zwei Proben aus dem gelagerten Ganzjahresmaterial der Siebfraktion ( $< 12$  mm) entnommen und ebenfalls im Labor untersucht.

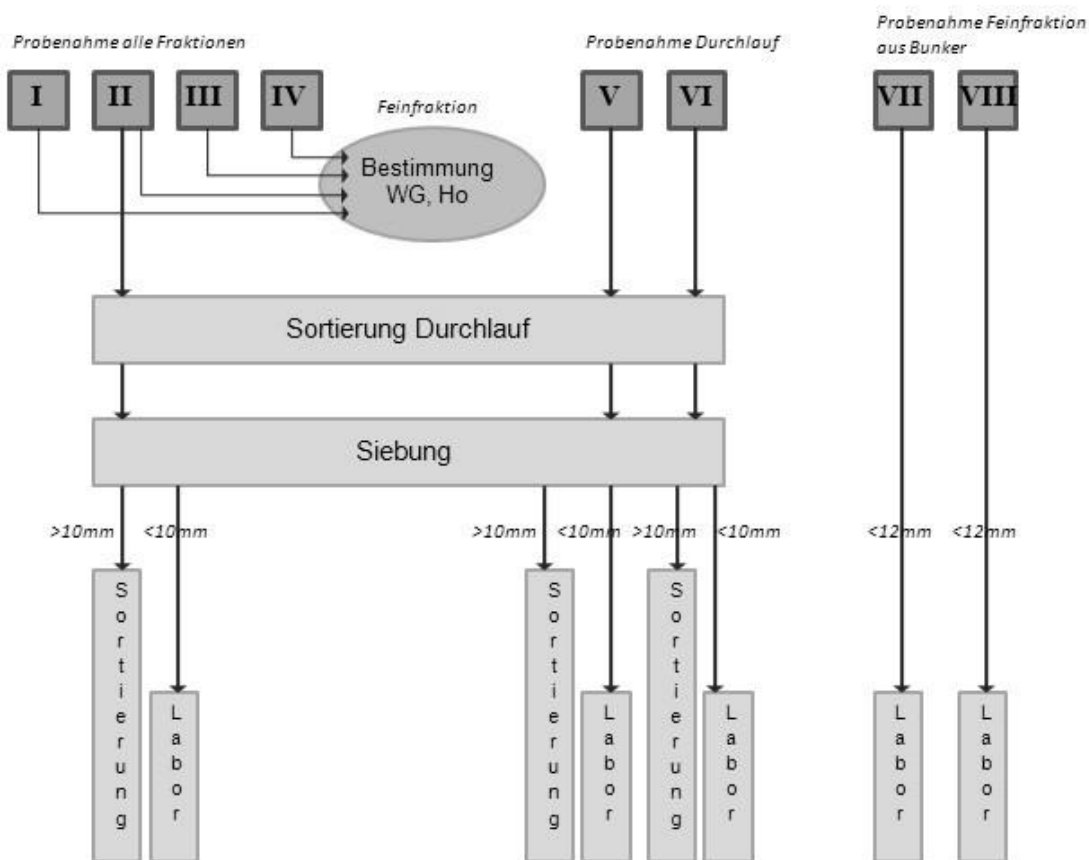


Abb. 2: Probenahmeschema

## 3 ERGEBNISSE

### 3.1 Durchlauf

Der Durchlauf setzt sich aus der in Abb. 3 dargestellten Verteilung zusammen. Der Übersicht halber wurden Fraktionen gebildet, die mehrere Materialgruppen enthalten. So wird zu Sonstiges auch ein übrigbleibender Anteil an gefährlichen Abfällen (Batterien, Kondensatoren, etc.) gezählt, der ca. 1 % des Durchlaufs ausmacht.

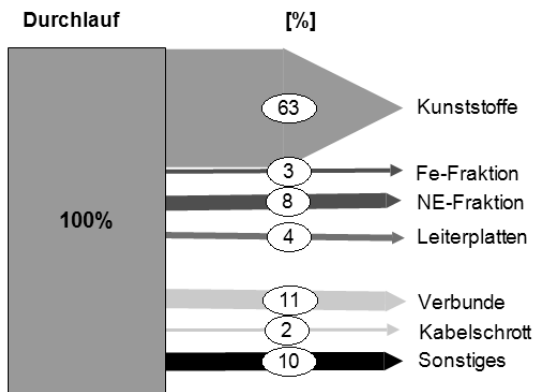


Abb. 3: Grobe Zusammensetzung des Durchlaufs (Zahlen gerundet)

Die Wertfraktionen Eisen, Aluminium, Kupfer, Eisen-Kupfer-Verbunde, Leiterplatten, Nichteisenmetalle und -Verbunde, Metall-Kunststoff-Verbunde und Kabel machen zusammen 27 – 35 % des Durchlaufmaterials aus.

### 3.2 Einzelne Stoffströme

Es wurden auch einzelne Stoffströme untersucht, um herauszufinden wie sich bestimmte Fraktionen in der Anlage verteilen. Abb. 4 zeigt dies beispielhaft für Eisen.

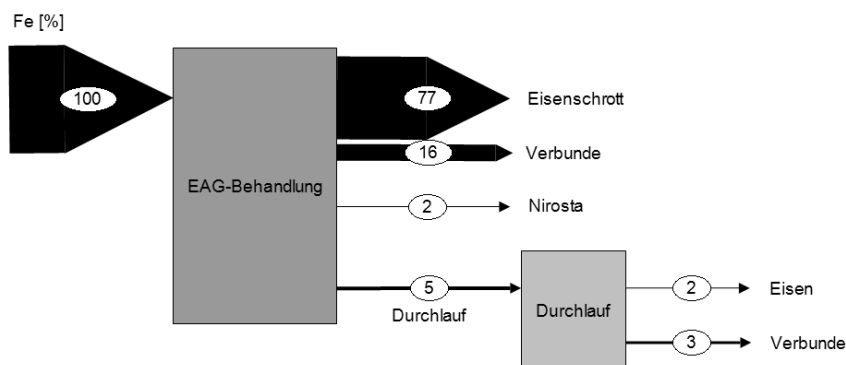


Abb. 4: SFA-Fe [%]

Nur 5 % des Inputs an Eisen verbleiben nach der Aufbereitung im Durchlauf, wovon etwas mehr als die Hälfte in Verbunden vorliegt. Auch in der Feinfraktion (unter 1 %) liegt das Eisen größtenteils im Verbund vor und wäre nur durch eine tiefer gehende Zerkleinerung rückholbar.

### 3.3 Feinfraktion

Die Feinfraktion hat einen durchschnittlichen Brennwert ( $H_o$ ) von 8.500 kJ/kg (vgl. Tab. 1), ist aber aufgrund der Schwermetall- und Halogengehalte nicht für eine Mitverbrennung geeignet, da die Grenzwerte der Abfallverbrennungsverordnung klar überschritten werden. Es befinden sich noch Wertmetalle in der Feinfraktion, diese liegen aber vorwiegend in Verbunden vor. Die Rückholung dieser Wertstoffe ist mit einem dementsprechend hohen Aufwand verbunden und unter den gegebenen Voraussetzungen nicht wirtschaftlich.

Tab. 1: Eigenschaften Feinfraktion

	Feinfraktion	Abfallverbrennungsverordnung
Brennwert $H_o$	8500 kJ/kg TS	-
Eisen	4-6 %	-
Kupfer	2-3 %	-
Chlor	5000 mg/kg TS	-
Quecksilber	8-15 mg/kg TS	0,375 mg/kg TS
Blei	8-16 g/kg TS	75 mg/kg TS

## 4 FAZIT

Von den Hauptwertfraktionen Kupfer, Eisen und Leiterplatten ist die Sortierleistung bei Eisen am besten. Ein Großteil des Eisens kann maschinell gewonnen werden. Zudem sind Stahl- und Eisenteile auch bei der händischen Sortierung leicht zu erkennen und ausschleusbar.

Beim nicht magnetischen Aluminium hingegen verbleibt mehr als die Hälfte des Gesamtinputs im Durchlauf. In der 2. Ausbaustufe soll ein NE-Abscheider dieses Potential besser ausschöpfen.

Auch bei Kupfer wird das Wertschöpfungspotential noch nicht optimal genutzt. Etwa ein Viertel des Kupfers ist nach der Behandlung noch im Durchlauf enthalten und wird somit durch die Aufbereitungsanlage nicht zurückgewonnen. Kupfer ist im Gegensatz zu Eisen nicht in aufgeschlossener Form vorhanden, sondern in Kabeln enthalten. Im Querstromzerspaner werden die Kupferwicklungen von z.B. E-Motoren nur bedingt aufgeschlossen, das Verheddern mit anderen Materialien führt zwangsweise zu einer Minderung der Sortierleistung.

Leiterplatten werden zu 50 % aussortiert, die im Durchlauf verbleibenden Anteile setzen sich dabei aus sehr kleinen Teilen zusammen. Bei Verringerung des Aufschlussgrades würden wiederum viele Leiterplatten gar nicht aus ihrem Verbund gelöst werden.

Über 60 % des Durchlaufs besteht aus Kunststoffen. Diese sind jedoch erstens stark verunreinigt, zweitens stark schwankend in ihrer Zusammensetzung und drittens liegen sie in sehr unterschiedlichen Korngrößen von <10 mm bis 40 cm vor. Je größer die gewonnenen Kunststoffe sind, desto besser verwertbar sind sie. Daher ist zu überlegen, ob eventuell eine schonende Voraufbereitung, z.B. mittels Smasher, sinnvoll wäre um eine möglichst sortenreine Gehäuse-Kunststofffraktion zu gewinnen, bevor das Material im Querstromzerspaner zerschlagen wird. Dies ist auch vor dem Hintergrund zu sehen, dass die durch den Aufbereitungsprozess (Querstromzerspaner) aufgebrochenen Kunststoffgehäuse mitunter durch gefährliche Abfallinhaltsstoffe (z.B. PCBs) kontaminiert sein können und somit die stoffliche Verwertung erschwert wird.

Insgesamt kann die Sortierleistung der Anlage als sehr gut beurteilt werden, da auch mit der geplanten 2. Ausbaustufe eine höhere Wertstoffausbeute einhergehend mit einer tiefergehenden Aufbereitung möglich erscheint.

## LITERATUR

- BGBl. II Nr. 389 (2001) Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft und des Bundesministers für Wirtschaft, Familie und Jugend über die Verbrennung von Abfällen (AVV). Wien: Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft und des Bundesministers für Wirtschaft, Familie und Jugend.
- Lukas, S. (2012) *Bilanzierung einer Elektroaltgeräte- (EAG) Behandlungsanlage mittels Stoffstromanalyse*. Masterarbeit (unveröffentlicht), Montanuniversität Leoben, 2012.
- ÖNORM S 2096-1 (2005) *Stoffflussanalyse - Teil 1: Anwendung in der Abfallwirtschaft – Begriffe*. Wien: Österreichisches Normungsinstitut, Ausgabe: 01.01.2005.
- ÖNORM S 2096-2 (2005) *Stoffflussanalyse - Teil 2: Anwendung in der Abfallwirtschaft – Methodik*. Wien: Österreichisches Normungsinstitut, Ausgabe: 01.01.2005.
- ÖNORM EN 14899 (2006) *Charakterisierung von Abfällen - Probenahme von Abfällen*. Wien: Österreichisches Normungsinstitut, Ausgabe: 01.02.2006.

## Quality Assurance of Solid Recovered Fuel (SRF) in Austria

A. Aldrian, R. Sarc & K.E. Lorber

Montanuniversitaet Leoben, Institute for Sustainable Waste Management and Technology (IAE), Leoben, Austria

**ABSTRACT:** Solid Recovered Fuels (SRF) are waste fuel having a net calorific value  $> 11 \text{ MJ kg}_{\text{OS}}^{-1}$  and a defined quality fulfilling specifications laid down in legal documents or the contract between suppliers and users. Depending on their application, SRF undergo a multi-stage preparation and manufacturing process. For ensuring legal compliance and reaching the required specifications, quality assurance and therefore monitoring of SRF is of great importance. For this purpose, a sampling and sample preparation concept has to be developed in accordance with the official norms. In this contribution, the quality assurance is demonstrated and described by using two different scenarios (i.e. different sizes of waste streams with different particles sizes), assuming that the SRF are delivered to a cement plant by walking floor trucks. Sampling procedures as well as sample preparation schemes are presented for both scenarios.

### 1 INTRODUCTION

The European Union Directive 2000/76/EC (EC 2000) regulates only the emissions to air for the incineration of waste. In Austria, however, there are also certain quality requirements for the waste fuel burnt in co-incineration plants. These quality criteria are described in the Waste Incineration Directive (BMLFUW 2010) and the Guideline for Waste Fuels (BMLFUW 2008). Thus, the content of metals such as Sb, As, Pb, Cd, Cr, Co, Ni and Hg is restricted by limit values (i.e. pollutant content per net calorific value,  $\text{mg MJ}_{\text{DS}}^{-1}$ ) and a distinction is made for three different types of plants, namely cement kilns, power stations and other co-incineration plants. Before waste can be used in a co-incineration plant, it usually undergoes certain preparation and manufacturing steps to improve the incineration properties (e.g. particle size, chlorine content). The processing includes classification, sorting, separation of ferrous, non-ferrous metals and heavyweight inert materials as well as crushing, drying and pelletizing. Waste fuel of high quality may become 'substitute fuel products'. This solid recovered fuel is a waste fuel having a net calorific value (LHV) between 11 and 25  $\text{MJ kg}_{\text{OS}}^{-1}$  and a particle size ( $d_{95}$ ) in a range of 5 mm up to  $< 300 \text{ mm}$  and is normally prepared from high calorific fractions of municipal, commercial or industrial waste. SRF fulfil all quality requirements given in legal regulations and guidelines. Lorber et al. (2012) give a good overview of the classification for solid recovered fuel and their preparation process.

### 2 QUALITY ASSURANCE

In Austria, the legal framework for the application of SRF is laid down in the regulations issued by the Ministry of Environment (BLFUW 2008, 2010) and numerous standards and norms published by the Austrian Standards Institute (ASI) (e.g. ÖNORM EN 15442 (ASI 2011a), ÖNORM EN 15443 (ASI 2011b), ÖNORM EN 15413 (ASI 2011c)). In addition, further specifications can be agreed upon by contract between SRF supplier and user, which normally contain: Particle size ( $d_{95}$ ), net calorific value ( $\text{MJ kg}_{\text{OS}}^{-1}$ ), chlorine content ( $\text{w}\%_{\text{DS}}$ ), sulphur content

(w%<sub>DS</sub>), biogenic carbon content (%<sub>TC</sub>), ash content (w%<sub>DS</sub>), water content (w%<sub>OS</sub>), as well as restrictions for metals such as Tl, V, Sn, Mn (mg kg<sub>DS</sub><sup>-1</sup>).

For ensuring of the compliance with legal requirements and additional specifications, regular inspections and analysis of the materials are necessary. For this, two different approaches are admissible according to the Waste Incineration Directive (BMLFUW 2010):

- **Supplier control.** In this case, the supplier is responsible for the monitoring of the SRF which includes the sampling, the sample preparation as well as the analysis. The supplier passes down all the information to the consumer. The user has to inspect the incoming material and take randomly samples in order to check the identity of the SRF.
- **Consumer control.** In most cases, the monitoring is carried out by the co-incineration plant. Therefore, a sampling concept has to be implemented at the plant that allows a verification of the quality for the delivered materials as well as the traceability to different suppliers.

The sampling plan, the sample preparation and the analysis methods should be in accordance with the norms, standards and guidelines given or recommended by the authorities (e.g. ASI 2011a, 2011b; BMLFUW 2008, 2010). Fig. 1 shows a schematic presentation of the sampling and sample preparation procedure.

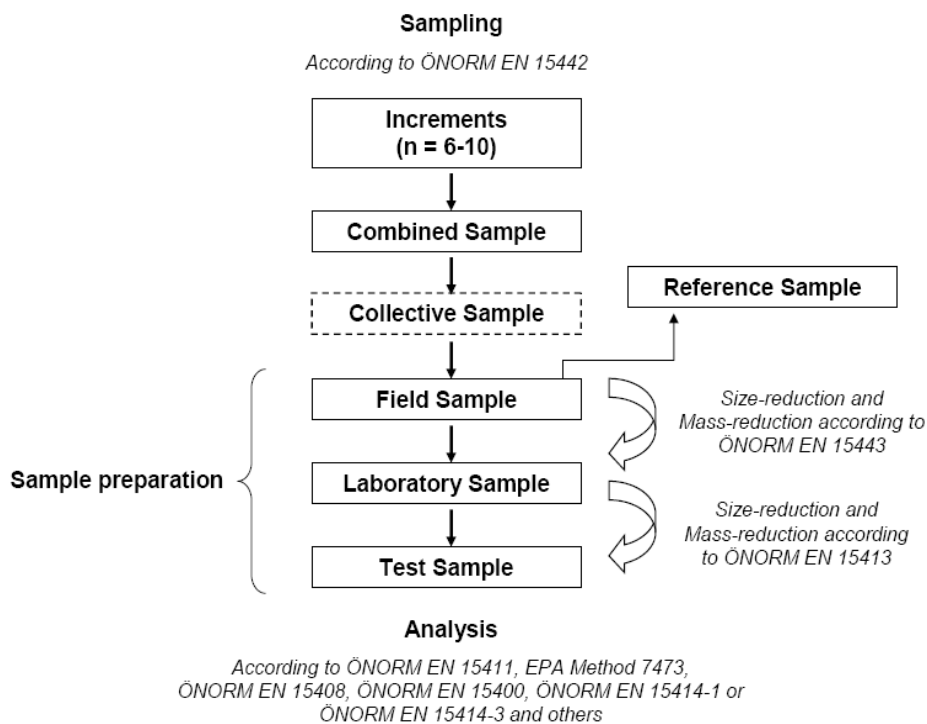


Fig. 1: Norms and standards for the sampling procedure and sample preparation

### 3 FICTIONAL CASE STUDY

This contribution presents two sampling and sample preparation concepts for two different types of SRF for co-incineration plants, considering the requirements in the relevant legal documents and norms as well as practical aspects. The following types of SRF have been used for these fictional case studies.

- Primary burner fuel (PBF) for a clinker kiln,  $d_{95} < 30$  mm, waste stream  $> 40,000$  tons year<sup>-1</sup> and
- Hot disc fuel (HDF) for a clinker kiln,  $d_{95} > 80$  mm, waste stream  $< 40,000$  tons year<sup>-1</sup>.

Fig. 2 and 3 show the schematic description of the sampling plan and the sample preparation steps for both case studies. It was assumed, that the SRF are delivered by truck to the co-

incineration plant. Therefore, the transported material (21 – 25 tons) is compressed in order to fully use the truck load capacity (ca. 90 m<sup>3</sup>). Consequently, the actual truck load bulk density (approx. 250 kg m<sup>-3</sup>) has to be used for the calculation of the amount for an increment and a combined sample. Using the formulas given in the relevant norms, it can be seen that the particle size d<sub>95</sub> of the SRF is a crucial parameter for representative sampling, strongly influencing the size of increments and combined samples as well as the complexity of sample preparation steps.

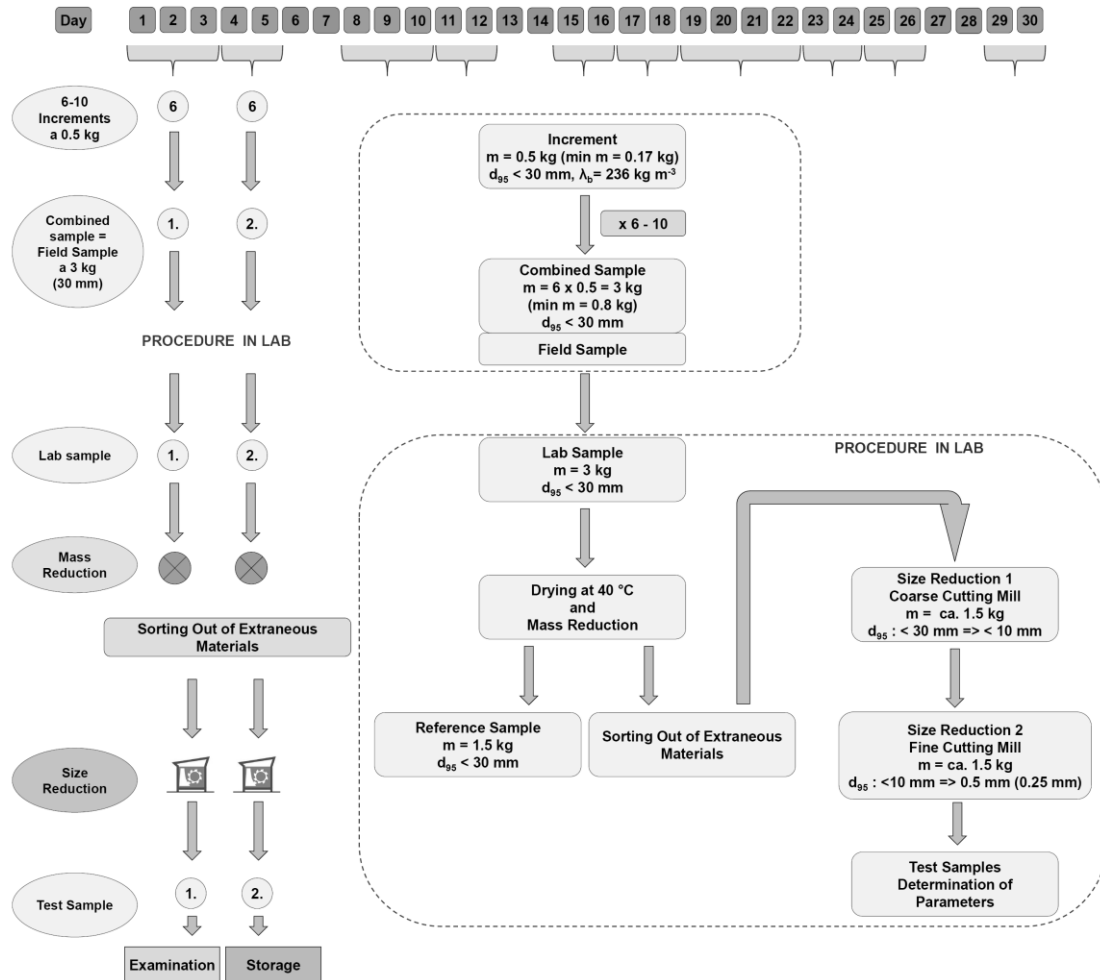


Fig. 2: Sampling concept and sample preparation steps for the primary burner fuel (PBF), waste fuel stream > 40 000 tons year<sup>-1</sup>.

#### 4 CONCLUSIONS

Solid Recovered Fuels are waste fuel having a minimum net calorific value of 11 MJ kg<sub>OS</sub><sup>-1</sup> and a defined quality that complies with the specifications laid down in legal documents or the contract between suppliers and users. Depending on quality requirements for the intended use (coal-fired power stations, blast furnaces in the steel industry, fluidized bed utility boilers to cement kilns) the solid recovered fuels undergo a multi-stage preparation and manufacturing process (e.g. elimination of metals or heavyweight inert materials, crushing). Ensuring the specified quality criteria and legal compliance requires monitoring of the SRF. Therefore, a sampling concept including the calculation of the necessary number and amount of increments and combined samples as well as a sample preparation procedure has to be established in accordance with the official norms. Assuming that the SRF are delivered to a cement plant by walking

floor trucks, a sampling and sample preparation concept for two very different types of SRF (primary burner fuel and hot disc fuel) were elaborated.

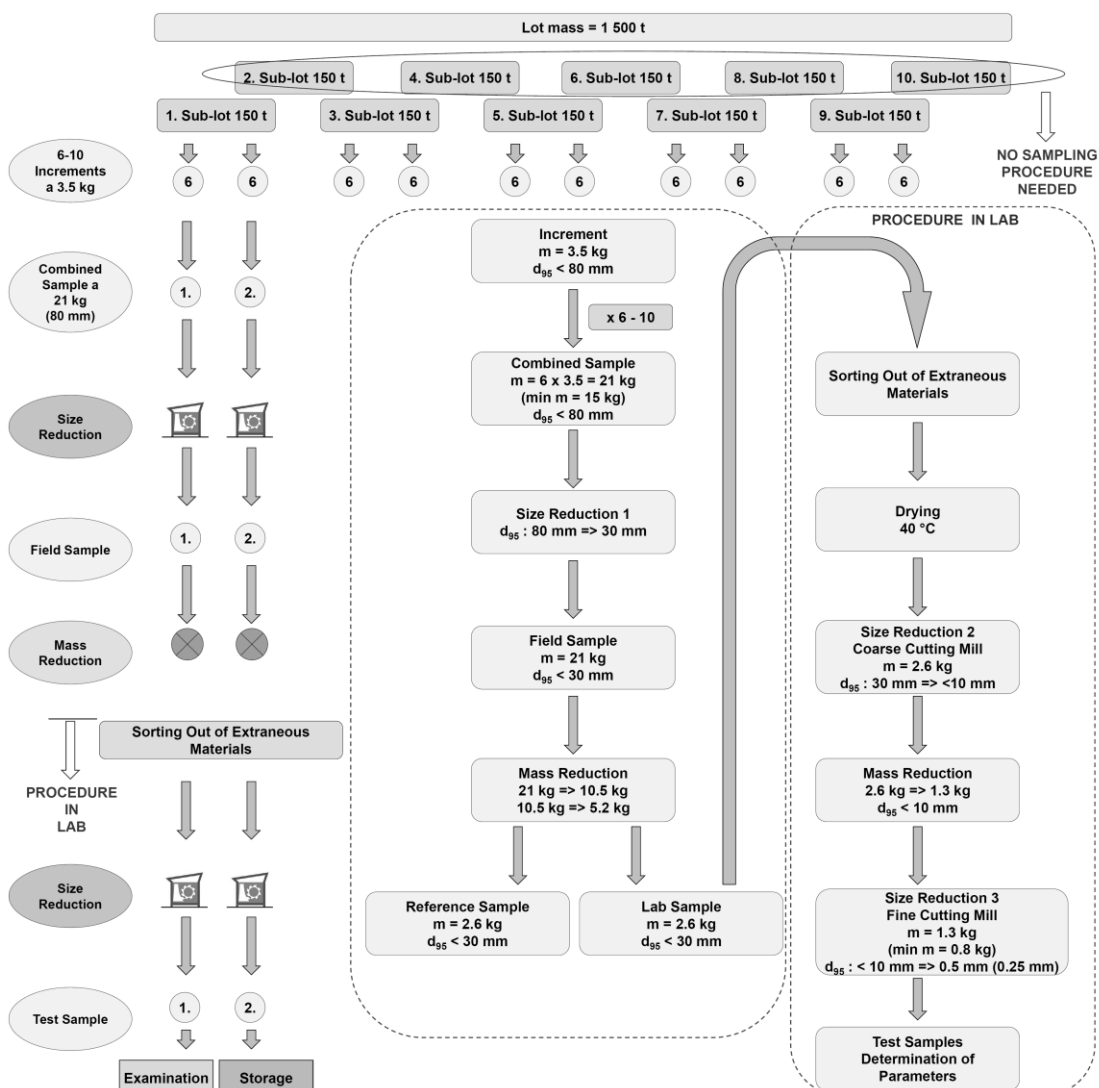


Fig. 3: Sampling concept and sample preparation steps for the hot disc fuel (HDF), waste fuel stream  $< 40\,000 \text{ tons year}^{-1}$ .

## LITERATUR

- ASI (Austrian Standards Institute) (ed.) (2011a) ÖNORM EN 15442 Solid Recovered Fuels – Methods for sampling. *Vienna, Austria: ASI.*
- ASI (Austrian Standards Institute) (ed.) (2011b) ÖNORM EN 15443 Solid Recovered Fuels – Methods for the preparation of the laboratory sample. *Vienna, Austria: ASI.*
- ASI (Austrian Standards Institute) (ed.) (2011c) ÖNORM EN 15413 Solid Recovered Fuels – Methods for the preparation of the test sample from the laboratory sample. *Vienna, Austria: ASI.*
- BMLFUW (Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt- und Wasserwirtschaft) (ed.) (2008) Richtlinie für Ersatzbrennstoffe [Guideline for Waste Fuels]. *Vienna, Austria: BMLFUW.*
- BMLFUW (Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt- und Wasserwirtschaft) (ed.) (2010) Verordnung über die Verbrennung von Abfällen Abfallverbrennungsverordnung – AVV [Waste Incineration Directive]. *Vienna, Austria: BMLFUW.*
- EC (European Commission) (ed.) (2000) Directive 2003/76/EC of the European Parliament and of the council of 4 December 2000 on the incineration of waste. *Brussels, Belgium: European Commission.*
- Lorber, K.E., Sarc, R. & Aldrian, A. (2012) Design and quality assurance for solid recovered fuel. *Waste Management & Research* 30, 370-380.

## Sorption Behavior of Uranium in Soils

S. Setzer & S. Gäth

*Institute of Landscape Ecology and Resources Management, Justus-Liebig-University, Gießen, Germany*

**ABSTRACT:** Mineral phosphorous (P) fertilizers are often accompanied by uranium (U) and their application could cause a significant U contamination of agricultural soils. This may implicate an enter of U into the food chain via soil-plant-animal transfer. Since only dissolved compounds can be taken up by plants or animals, it is necessary to describe the liquid/solid distribution of U in soils in order to predict the mobility and plant availability of U. First results show a high adsorption tendency of U to the soil matrix. Freundlich adsorption coefficients ( $\log K_F$ ) range between 1.3 – 6.7 and demonstrates the different sorption capacity of the investigated soils. Soil pH and content of oxalate soluble manganese was figured out as the most important factors controlling sorption of U.

### 1 INTRODUCTION

As a limiting factor for plant growth, phosphorous (P) is removed permanently from soils and P-fertilization is indispensable for arable soils. Depending on origin and processing method of the raw materials, mineral P-fertilizers can contain Uranium (U) up to  $173 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  (Dittrich & Klose 2008). Considering an extensive P-fertilization in conventional agriculture, their application could lead to an annual input of U into agricultural environments. Regarding the high human- and phyto-toxic potential of U, it is necessary to characterize the fate of U in the pedosphere and to identify and quantify further processes like enrichment in soils, plant uptake or leaching into groundwater aquifers. In surface and soil waters the Uranyl-ion ( $\text{UO}_2^{2+}$ ) is the predominant species of U. Since the high tendency to hydrolysis and complexation with different ligands, the chemistry of U in soils is very complex. Moreover, the physico-chemical properties of soils may vary in a broad range and could cause very different liquid/solid distributions of U, which mainly determines the mobility and plant availability of U. In order to estimate the behavior of U in agricultural environments, it is necessary to identify and quantify the factors mainly ruling the sorption behavior of U in soils. Although several studies have investigated liquid/solid distributions of U in soils, available information is often based on small sample sizes and the distribution coefficients are either generated by only one U concentration stage (Echevarria et al. 2001) or possible influencing factors (e.g. pH-value, fulvic acids) are investigated separately without considering possible co-effects (Echevarria et al. 2001, Kornilivich et al. 2001). The liquid/solid (L/S) distribution coefficients ( $K_D$ ) for U described in literature range between 0.03 and 400,000 (Echevarria et al. 2001, Thibault et al. 1990) and demonstrates the high variability of sorption capacities of different soil-types. Several studies have reported of increasing U solubility with increasing carbonate content, due to the formation of negatively charged U-carbonate-complexes with a lower affinity to sorption active soil components (Echevarria et al. 2001, Yamaguchi et al. 2009). Echevarria et al. (2001) and Vandenhove et al. (2007) characterized the pH value as the predominant influencing factor, determining U  $K_D$  values in soils. Both reported of decreasing  $K_D$  values with increasing pH values. Echevarria et al. (2001) observed a strong dependence to the presence or absence of carbonates, meanwhile Vandenhove et al. (2007) found further influences of organic carbon and amorphous iron oxide contents. Following up, the present study aims to quantify the concentration dependant sorption partition coefficients for agricultural soils by batch experiment with increasing U concentrations



and a high number of different soils-types, varying in those physico-chemical properties, which are hypothesized to influence the sorption behavior of U.

## 2 METHODS

Sorption characteristics of U were determined by batch experiments. A suspension of 25 ml 0.01 M Ca(NO<sub>3</sub>)<sub>2</sub> solution and 10 g soil was contaminated with six different concentrations of U (uranium oxide analytical, 1 % HNO<sub>3</sub>; Co. Ultra Scientific). The concentration levels are given in Tab. 1. The suspension was shaken horizontally for 16 h at 175 rpm and centrifuged at 3000 rpm for 20 minutes. The extract was filtered through a syringe filter, acidified with 100 µl HNO<sub>3</sub> and analyzed for U by ICP-MS. All experiments were performed in duplicate.

Tab. 1: Applied U concentrations of each levels (I-VI) in batch sorption experiment

Concentration level	Applied Uranium [mg·kg <sup>-1</sup> ]
Control	-
I	0.005
II	0.05
III	0.5
IV	5
V	25
VI	50

## 3 RESULTS AND DISCUSSION

In the studied concentration range from 0.005 – 50 mg·kg<sup>-1</sup> U sorption proceeds not linear as evidenced by changing liquid/solid distribution coefficient at each concentration level. The Freundlich adsorption model could describe the sorption behavior of U appropriate as indicated by high values for the coefficients of determination ( $r^2 = 0.91 - 0.99$ ).  $K_F$  values range between 1.3 and 6.7, demonstrating a high affinity of U to adsorb onto the soil matrix. The equilibrium of the liquid/solid distribution is clearly located on the solid phase. 82 of the tested soils show liquid/solid distribution ratios > 1:100. Only 16 soils have distribution ratios between 1:10 and 1:100, but still with a high sorption affinity to U. The range of determined distribution coefficient verifies the soil partition coefficient given in literature (Echevarria et al. 2001; Thibault et al. 1990) and demonstrates the high variability of sorption capacities of different soil types. The dependency of U soil partition coefficients from soil pH as described by Echevarria et al. (2001) and Vandenhove et al. (2007) could be confirmed by the current study. A high content of carbonates and low content of oxalate soluble manganese leads to smaller  $K_F$  values.

## REFERENCES

- Dittrich, B. & Klose, R. (2008) Schwermetalle in Düngemitteln. *Schriftreihe der sächsischen Landesanstalt für Landwirtschaft* 3.
- Echevarria, G., Sheppard, M.I. & Morel, J.L. (2001) Effect of pH on the sorption of uranium in soils. *Journal of Environmental Radioactivity* 53, 257-264.
- Kornilovich, B., Pshinko, G. & Koval'schuk I. (2001) Effect of Fulvic Acids on Sorption of U(VI) on Clay Minerals of Soils. *Radiochemistry* 43, 464-467.
- Thibault, D.H., Sheppard, M.I. & Smith, P.A. (1990) Critical compilation and review of default soil solid/liquid partition coefficients,  $K_d$  for use in environmental assessments. *Atomic Energy Canada, Manitoba/Canada*. AECL-10125, Whiteshell Nuclear Research Establishment.
- Vandenhove, H., Van Hees, M., Wouters, K. & Wannijn J (2007) Can we predict uranium bioavailability based on soil parameters? Part 1: Effects of soil parameters on soil solution uranium concentration. *Environmental Pollution* 145, 587-595.
- Yamaguchi, N., Kawasaki, A. & Iiyama I. (2009) Distribution of uranium in soil components of agricultural fields after longterm application of phosphate fertilizers. *Science of the Total Environment* 407, 1383-1390.

## The Influence of Yatağan Power Plant Ashes on the Properties of Nearby Soils

E.B. Özkaraova Güngör

*Ondokuz Mayıs Univ., Fac. Eng., Environmental Engineering Dept., Kurupelit, Samsun, Turkey*

**ABSTRACT:** In this research, the heavy metals content of soil samples taken from area close to the ash disposal site of Yatağan power plant was investigated. For this purpose, fourteen soil samples from sites located along the dominant wind direction were analysed for their physicochemical properties according to standard procedures. In general, the soil samples were sandy, varying in fine, medium and coarse sand fractions. The pH of soil samples was varying between 7.2 and 7.5. The pH of the reference soil was determined to be 7.3 and the pH of bottom ash and fly ash was 11.3 and 9.6, respectively. Thus, the pH of soil samples was not significantly influenced by ash deposition. The heavy metal levels of samples were strongly variable, changing from 11 to 300 mg kg<sup>-1</sup> for nickel, 0 to 37 mg kg<sup>-1</sup> for lead, 0 to 97 mg kg<sup>-1</sup> for copper, 21 to 142 mg kg<sup>-1</sup> for zinc and 0 to 1 mg kg<sup>-1</sup> for cadmium. The enrichment factor calculated according to the Turkish Bylaw for Ni and Pb were mostly found to be below 1. On the contrary, the highest enrichments were determined for Cu and Zn. Soil samples taken from site III, IV and V reflected the highest enrichment factors. The Cu content found at these sites were 4 to 6 times higher than the reference value. Ni was about seven times higher at site V and Zn was about two times higher at sites IV and V. In general, the heavy metal content of soil samples were higher at sites located closer to the ash disposal sites.

### 1 INTRODUCTION

Coal-fired power plants are used to meet the energy need of the country. However, fly- and bottom-ash originate as combustion residues from these plants. The amount of each residue depends on the power plant configuration and on the emission control device used at the plant. Depending on the coal quality, the ash produced in a power plant consists generally of 25 % bottom ash and 75 % of fly ash. The ash can be utilized in the construction industry as admixtures in cement and concrete, making bricks and other ceramic products. However, only a portion of ash is usually used commercially and the remainder is discarded in landfills or in coal pits.

The composition and physicochemical properties of ash vary over a wide range, mainly influenced by the geographical origin of coal, the combustion process and particle size. The inorganic constituents of ash are: SiO<sub>2</sub> (10 – 70 %), Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub> (8 – 38 %), Fe<sub>2</sub>O<sub>3</sub> (2 – 50 %), CaO (0.5 – 30 %), MgO (0.3 – 8 %), Na<sub>2</sub>O (0.1 – 8 %), K<sub>2</sub>O (0.1 – 3 %), TiO<sub>2</sub> (0.4 – 3.5 %), SO<sub>3</sub> (0.1 – 30 %) (Frandsen 2002). Bottom ash usually contain lower concentrations of volatile elements, including mercury and selenium, compared to fly ash. Bottom ash may also contain some unburnt coal and/or char fragments. Fly ash, on the other hand, consists of small size (0.5-100 µm) glass-like particles generally spherical in shape. Fly and bottom ashes are also known to contain several toxic elements such as arsenic (As), Boron (B), beryllium (Be), cadmium (Cd), chromium (Cr), copper (Cu), lead (Pb), mercury (Hg), molybdenum (Mo), nickel (Ni), selenium (Se), vanadium (V) and zinc (Zn) (Goodarzi 2006). Though present as relatively small fractions in ash, they can eventually build up in the environment. Especially when trace elements leach out and contaminate soil as well as surface and groundwater.

Yatağan power plant (3 x 210 MW) is the oldest among the three power plants constructed at the beginning of the eithies (1982 – 1984) in the vicinity of Muğla to meet the energy need of Turkey. The coal used in the plants is low quality lignite originating from the reserves of

Yatağan- Eskihisar, Tınaz, and Bağyaka basins. The Yatağan plant is known to use 15,000 tons of coal (28 – 35 % ash, 1.1 – 2.1 sulphur) and to discharge 5,000 tons of ash daily (Demirak et al. 2005, Baba 2003, Mol 1985). The ashes are transported via conveyor belts to the disposal site where they are treated with water (YEAŞ Yatağan Termik Power Plant 2012). The Yatağan power plant is situated in the Yatağan plain, which is located in the Aegean Region near the Muğla city. Geology and geochemistry of the study area is explained in detail in other studies (Baba 2003, Demirak 2007). As reported by Baba (2001) a large part of the Yatağan Plain is formed by alluvium, which is the principal aquifer in front of waste disposal site. The alluvium consists of loose, interlayer red clay, silt, sand, and gravel. According to the investigation by Baba (2001) the alluvium aquifer was found to be very permeable. In this research, the heavy metals content of soil samples taken from sites close to the ash disposal site of Yatağan power plant was investigated.

## 2 MATERIAL AND METHOD

Fourteen soil samples from sites located along the dominant wind direction were analysed for their physicochemical properties according to standard procedures. The location of sampling sites can be seen in Fig. 1.

Grain size analysis was performed as outlined in ASTM D 422-63 (1999). Soil pH was analysed as outlined in ASTM D 4972-95a (1995). For preparation of soil samples for the total metal concentration analysis, a pressure digestion system with a heating block and temperature regulator was used. The digestion of soil samples was accomplished using a combination of HF-HClO<sub>4</sub>-HCl solutions as described by Tessier et al. (1979), respectively. A consistent digestion temperature of 200 °C was employed during the treatment of soil samples for 8 h. Double distilled water and high purity reagents were used for all preparations of the standard and sample solutions. Analyses of cadmium, copper, lead and zinc were performed by flame-AAS. Soil samples were digested and analysed in triplicates for each procedure and were represented as average values.

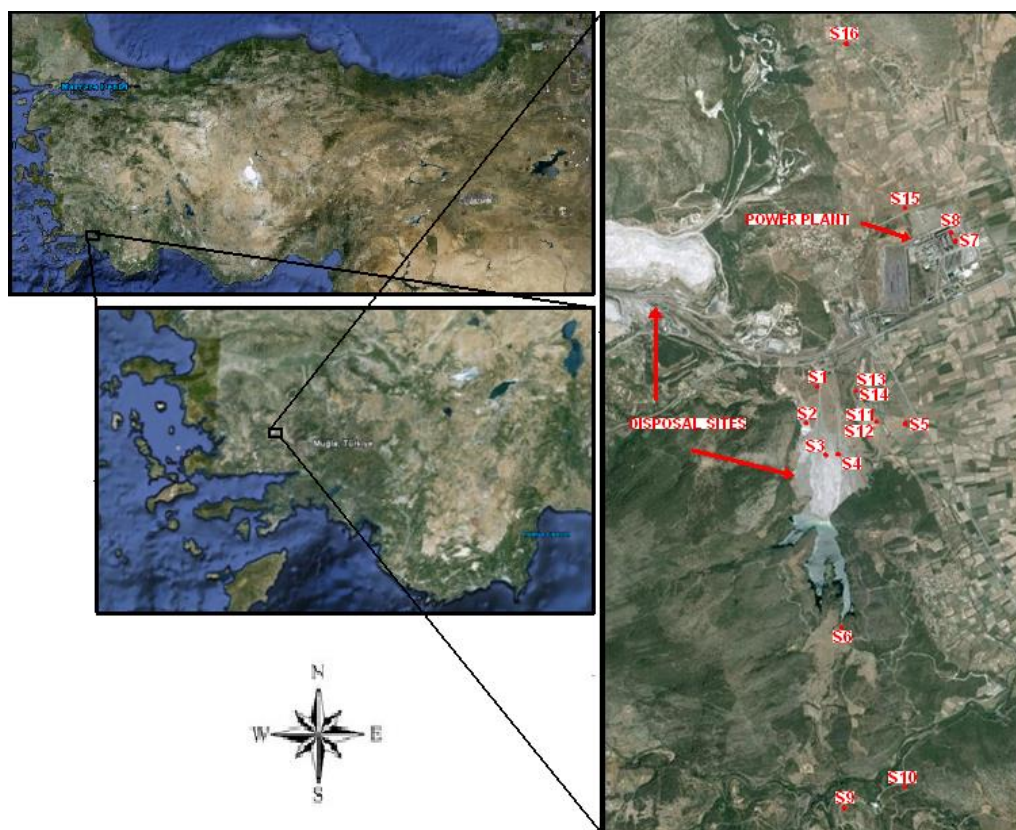


Fig. 1: Location of the study area and distribution of the sampling sites

### 3 RESULTS AND DISCUSSION

In general, the investigated soil was sandy varying in fine, medium and coarse sand fractions. The pH of soil samples was varying between 7.2 and 7.5. The reference pH value was determined to be 7.3 and the pH of bottom ash and fly ash was measured to be 11.3 and 9.6, respectively. Thus, it can be concluded that the soil pH was not significantly influenced by deposition of ash. The heavy metal levels of samples were strongly variable, changing from 11 to 300 mg kg<sup>-1</sup> for nickel, 0 to 37 mg kg<sup>-1</sup> for lead, 0 to 97 mg kg<sup>-1</sup> for copper, 21 to 142 mg kg<sup>-1</sup> for zinc and 0 to 1 mg kg<sup>-1</sup> for cadmium (Fig.2a).

According to the Turkish Bylaw on Controlling Soil Pollution and Point-Source Polluted Fields, reference values are used in order to determine whether a field was influenced by any point source activity. Reference values are measured on soil samples taken from any field at vicinity of suspicious area, which is thought not to be polluted by point source or human activity. Accordingly, two sites were selected as reference sites within this study. The deviation (S) from the reference value is evaluated with a kind of enrichment factor (EF) calculated simply by dividing the maximum measured value of examined soil sample (OD<sub>max</sub>) by the reference value (RD) ( $S = OD_{max}/RD$ ). According to the calculated enrichment factors, sites with  $S \leq 1$  do not require further evaluation and are not regarded as a suspicious site, those sites with  $S > 1$  will proceed through a more detailed evaluation. Enrichment factors calculated for Ni and Pb were mostly found to be below 1. On the contrary, the highest enrichments were determined for Cu and Zn. Soil samples taken from site III, IV and V reflected the highest enrichment factors. The Cu content found at these sites were 4 to 6 times higher than the reference value. Ni was approximately seven times higher at site V and Zn was approximately two times higher at sites IV and V. An investigation conducted on the trace metal content of soil samples taken from sites surrounding an ash pond of a power plant in Kolaghat, India revealed enrichments (2-5) in Mo, As, Cr, Mn, Cu, Ni, Co, Pb, Be, V and Zn (Mandal & Sengupta 2006). In general, the heavy metal content of soil samples were higher at sites located closer to the ash disposal sites (Fig. 2b). In another study conducted by Haktanır et al. (2010) on the effects of emissions from the coal fired power plant in Yatagan, Mugla it was found out that the heavy metal content in soil was mainly influenced by the prevailing wind direction, rather than the distance to the plant. Chemical investigation of the ground water samples revealed high levels of Cd (0.001 – 0.008 mg litre<sup>-1</sup>) and Pb (0.005-0.097 mg litre<sup>-1</sup>), which were exceeding the EPA standards (Baba 2001). Analyses conducted on the water resources around the Yatağan thermal power plant, on the other hand, presented that As, Hg, Cu and Zn contents of the underground water were lower and Fe, Pb, Cd and Mn contents were higher than the EEC and WHO guidelines (Demirak et al. 2005).

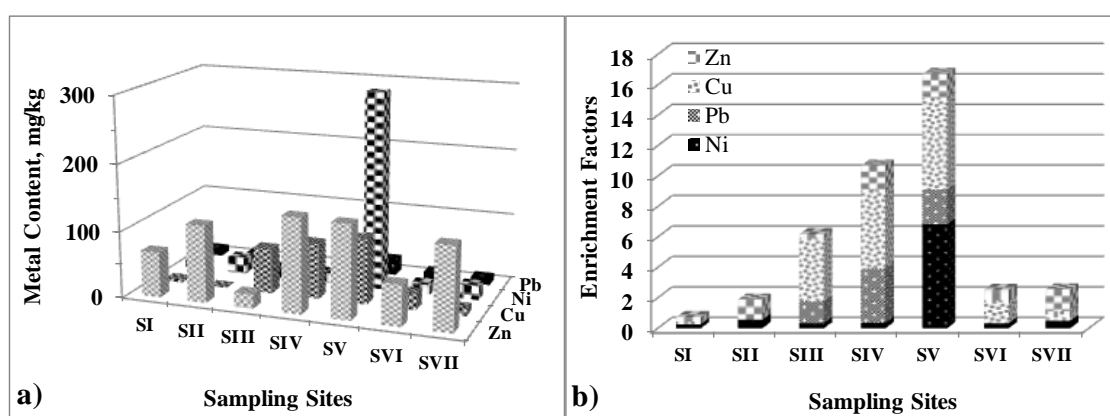


Fig. 2: Heavy metal contents (a) and enrichment factors (EF) (b) of some soil samples

### 4 SUMMARY

This investigation revealed that the metal contents of the topsoil samples taken from sites close to the ash disposal area were reaching values of 1 mg Cd kg<sup>-1</sup>, 37 mg Pb kg<sup>-1</sup>, 97 mg Cu kg<sup>-1</sup>,

142 mg Zn kg<sup>-1</sup> and 300 mg Ni kg<sup>-1</sup>. The concentrations were higher than the background values. The pH of samples was not significantly influenced. The EF values determined were within the range of one to seven. The higher values were found for Cu and Ni. Investigations conducted on ground and surface water resources around the Yatağan thermal power plant reflect the negative influences of metal contamination in surrounding soils and the ash disposal sites. A more detailed study is recommended to determine the changes with soil depth considering a broad range of elements including radioactive contaminants. Future studies should focus on potential site remediation options.

## 5 ACKNOWLEDGEMENTS

I would like to thank Gökhan Kurt for his research efforts.

## LITERATURE

- Baba, A. (2001) The effect of waste disposal site of the Yatağan Thermal Power Plant on groundwater. *Jeoloji Mühendisliği* 25 (2), 1-19 (in Turkish).
- Baba, A. (2003) Geochemical assessment of environmental effects of ash from Yatagan (Mugla–Turkey) Thermal Power Plant. *Water, Air and Soil Pollution* 144, 3-18.
- Demirak, A. (2007) The influence of a Coal-Fired Power Plant in Turkey on the Chemical Composition of Rain Water in a Certain Region. *Environmental Monitoring and Assessment* 129, 189-196.
- Demirak, A., Balci, A., Dalman, Ö. & Tüfekçi, M. (2005) Chemical investigation of water resources around the Yatağan thermal power plant of Turkey. *Water, Air, and Soil Pollution* 162, 171-181.
- Frandsen, F. (2002) *What is Coal Ash?* IFRF Online Combustion Handbook ISSN 1607-9116, [www.handbook.ifrf.net](http://www.handbook.ifrf.net).
- Goodarzi, F. (2006) Assessment of elemental content of milled coal, combustion residues, and stack emitted materials: Possible environmental effects for a Canadian pulverized coal-fired power plant. *International Journal of Coal Geology* 65, 17-25.
- Haktanır, K., Sözüdoğru Ok, S., Karaca, A., Arcak, S., Çimen, F., Topçuoğlu, B., Türkmen, C. & Yıldız, H. (2010) Generating pollution database of the agricultural and forest soils affected by Mugla-Yatagan coal-fired power plant emissions and investigating vegetation effects. *Ankara Üniversitesi Çevre Bilimleri Dergisi* 2(1), 13-30 (in Turkish).
- Karaca, A. (2001) Effects of Afşin-Elbistan power plant emissions on the physical, chemical and biological properties of nearby soils, *Pamukkale University Engineering College Journal of Engineering Sciences* 7(1), 95-102 (in Turkish).
- Mol, T. (1985) Yatağan Thermal Power Station and its Damage on Forests, <http://www.iudergi.com/tr/index.php/orman/article/viewFile/10106/9349> (last accessible in April 2012).
- Karaca, A. (2001) Effects of Afşin-Elbistan power plant emissions on the physical, chemical and biological properties of nearby soils, *Pamukkale University Engineering College Journal of Engineering Sciences* 7(1), 95-102 (in Turkish).

# Innovative Design of Landfills

G. Varga, D. Kárpáti & T. Huszák

*Budapest University of Technology and Economics, Budapest, Hungary*

**ABSTRACT:** This paper discusses the possibility of higher landfill construction through steeper slopes. For this purpose the shear strength of the landfill material (municipal solid waste) and the stability of the final cover were analyzed using computer models. To acquire proper input parameter for this model, laboratory test were conducted partially in a purpose-built shear box and in a normal shear box. The results obtained from these tests were compared against known literature. Suggestions were made on the possibility of steeper slope landfill construction considering the necessary final cover as well.

## 1 INTRODUCTION

Environment protection and conservation are very important in the 21<sup>st</sup> century (Nagy 2009). This is even more important in waste management design and landfill construction where deposition of heterogeneous wastes must be achieved in a way that minimizes its environmental impact. Therefore positioning and construction of landfills, their day-to-day maintenance as wells as their utilization are all very important in Hungary, the European Union, and all over the world. The heterogeneity of the waste body makes it difficult for engineers to model its behaviour (Kölsch 1995). Age, unit weight, separation and compaction methods all influence mechanical behaviour of municipal solid waste (MSW) (Zekkos 2005). Nevertheless, detailed knowledge of waste properties is needed to predict the change of MSW shear properties over time. Since land prices are climbing, operators are forced to better utilize existing landfills by increasing their height and slope angle. Also, the new environmental restrictions require better final cover of the landfills.

## 2 LABORATORY TESTS

In order to analyze long term behaviour of landfills, it is a common practice to compare the results of field observations and laboratory tests with the results of computer-based modelling (Mahler 2008). To accurately model the height increase for landfills, two different aspect have to be examined. First of all the stability of the landfill itself, which task offers several challenges as further explained in 2.1, and thereafter the stability of the cover layer which is placed on top of the MSW (see 2.2).

### 2.1 *Analysis of the MSW body*

The study of a landfill under laboratory conditions is a serious challenge. First of all the material itself (MSW) is heterogeneous with pieces ranging from a few centimetres to over one meter depending on the technology used by the landfill management (e.g. pre-selection). This requires an adequately equipped laboratory which is quite rare. For this purpose a special, oversize (0,50 x 0,50 x 0,40 m) direct shear test apparatus was built at the laboratory of the Department of Geotechnics at the Budapest University of Technology and Economics, where 15 test have been

conducted on waste samples with varying degradation phases. Tab. 1 shows a summary of the tests conducted. For five consecutive degradation phases, three samples each were tested.

Tab. 1: Internal friction angle and cohesion in different degradation phases

Phase		Test I.	Test II.	Test III.
1.	$\phi(^{\circ})$	34.86	35.99	35.42
	c(kPa)	4.31	25.74	26.15
2.	$\phi(^{\circ})$	26.78	28.4	22.92
	c(kPa)	15.17	4.4	22.13
3.	$\phi(^{\circ})$	23.08	22.35	23.46
	c(kPa)	12.68	10.59	15.67
4.	$\phi(^{\circ})$	21.49	21.74	21.92
	c(kPa)	12.28	9.87	11.29
5.	$\phi(^{\circ})$	21.09	20.32	19.77
	c(kPa)	5.47	3.69	3.44

Fig. 1 shows a comparison of our results with those conducted in similar studies (Hossain & Haque 2009). The wide scatter of the results can be explained by the heterogeneity of the MSW (Kavvas et al. 2009).

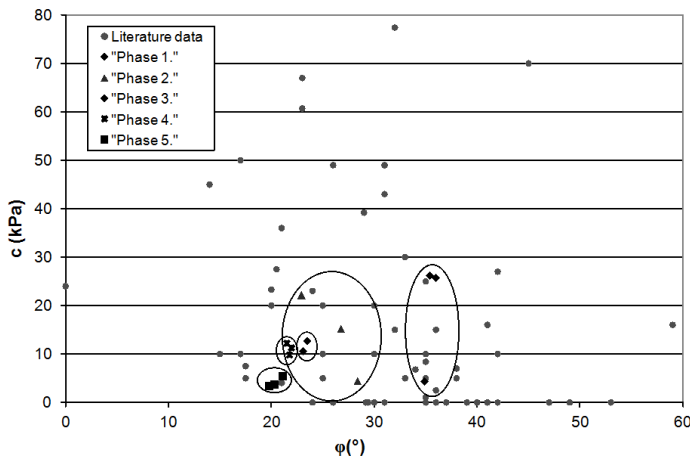


Fig. 1: Internal friction angle and cohesion of MSW for different degradation phases

Based on the above mentioned test results, shear strength envelopes were drawn up, depending on the various degradation phases (Fig. 2). This helps to determine the stability of the landfill during the entire lifetime. Based on the geometry at any given moment and the degradation phase of the MSW, the stability of the landfill can be determined.

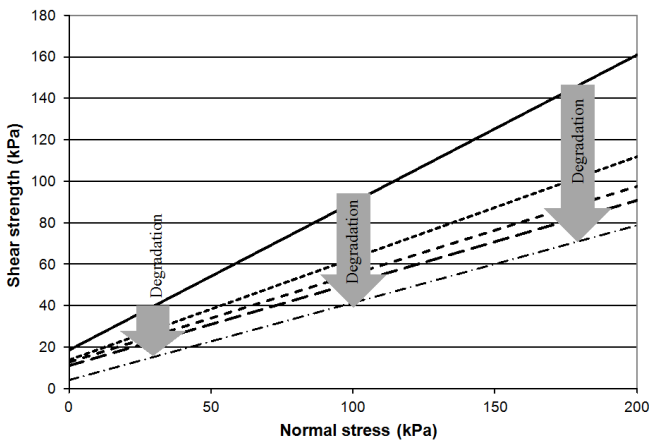


Fig. 2 Shear strength envelope of MSW at different degradation phases

## 2.2 Laboratory testing of the final cover

In case of steep landfills not only the stability of the landfill itself but also that of the final cover has to be guaranteed (Szabó 2008). For this purpose, a high friction angle between the layers (MSW and the isolation) is advantageous. There are two approaches to determine this friction angle, either by a traditional direct shear test (DSS) or by means of a pull-out test. In our laboratory, the first of these two methods was applied. During each test a cover layer system was built into the DSS apparatus according to the layout in which it would be built under real life conditions. These cover systems were loaded with 12 – 20 – 30 kPa normal stress. This low loading was applied because the insulating material will only be covered by the soil layer used for recultivating the landfill. One of these layer system was created using a geomembrane insulation (a total of six different layer systems were tested using this geomembrane). The layer system and the results of the tests conducted at each contact surface can be seen in Tab. 2.

Tab. 2: Friction angles for the contact surfaces of a cover system using a rough geomembrane

Test nr.	Lower layer	Upper layer	Friction angle [°]
1.	Balancing layer	Geomembrane	37.2°
2.	Geomembrane	Woven geotextile	21.9°
3.	Woven geotextile	Natural drainage layer	26.8°
4.	Natural drainage layer	Woven geotextile	26.8°
5.	Woven geotextile	Rekultivation layer	31.8°

It is clear from the above table, that in case of this layer system (using a rough surface geomembrane) the critical contact is between the geomembrane and the woven geotextile. The results of the tests conducted with a smooth geomembrane showed the same failure mechanism, with even lower friction angle. In further tests the failure occurred between the natural drainage layer and the geotextile or geodrain. In the cases where no geotextile was applied, the failure was between insulation and drainage layer. From the various layer systems examined we deduced, that the best possible combination is a bentonit-layer as natural insulation with a rough geomembrane and a geodrain as drainage layer.

## 3 STABILITY ANALYSSIS

### 3.1 Stability of the MSW body

During the numerical analysis of the landfill, the shear strength parameters from 2.1 were used in Plaxis2D finite element software (Varga & Czup 2004). A series of analyses were conducted with increasing slope angle to examine the global stability and the increase in storage capacity (Tab. 3.). The currently applied slope far exceeded Eurocode requirements, but also the far steeper 1:1.7 slope also fulfilled the necessary 1.35 requirement.

Tab. 3: Results of the finite element stability analysis

Slope angle	Slope angle	Safety factor
Current	15.35°	2.418
1:3	18.43°	2.049
1:2	25.56°	1.524
1:1.7	30.47°	1.350
1:1.5	33.69°	1.262
1:1	45°	1.016

#### 3.1.1 Final cover analysis

After examining the landfill itself the final insulation system was analyzed with two steep slopes using various strengthening methods. First the critical failure surface was determined for the given cover layer system (e.g. geomembrane – geotextile), then this critical contact was modelled in Plaxis2D. The two contact layers were modelled as materials, whereas the other layers



were added as distributed loads. Afterwards, the entire landfill was modelled to examine the effect of the final cover on the global stability of the MSW body. Results showed little to no difference compared to the analysis where only the MSW was modelled.

#### 4 CONCLUSIONS

By increasing the slope of the landfill from the 1:3 standard to steeper ones the storage capacity can be significantly increased. Tab. 4 shows the increase of storage capacity compared to the standard.

Tab. 4: Increase of storage capacity depending on the slope of the MSW landfill

Slope	Additional capacity [m <sup>3</sup> /m]
1:2	480.5
1:1.7	624.65
1:1.5	720.75
1:1	961

The stability of the landfill cannot be guaranteed after a certain slope angle, therefore it must be stabilized somehow. In reality, as the MSW degrades, a compaction occurs and the height of the landfill decreases resulting in gentler slopes compared to the original construction. This corresponds with the fact that in the early stages of degradation the shear strength of the MSW is higher therefore a steeper slope can be built. As the degradation proceeds and the shear strength decreases, so does the slope of the landfill. This is why the standard of 1:3 overestimates the safety factor of the landfill. On the long run a landfill with 1:1.5 or even 1:1 can be constructed since the slope angle will decrease due to degradation. According to our laboratory tests several alternative final cover layer systems can be applied beside the natural capping.

#### 5 ACKNOWLEDGMENTS:

“The described work was carried out as part of the TÁMOP-4.2.1.B-10/2/KONV-2010-0001 project in the framework of the New Hungarian Development Plan. The realization of this project is supported by the European Union, co-financed by the European Social Fund.”

#### REFERENCES

- Hossain, M.S. & Haque, M.A. (2009) The Effect of Daily Cover Soils on Shear Strength Parameters of Municipal Solid Waste with Degradation in Bioreactor Landfills. *Waste Management Journal*, Vol. 29, Issue (5), pp. 1568-1576.
- Kavvas, M., Karlaftis, M., Fortsakis, P. & Stylianidi, E. (2009) *Probabilistic analysis in slope stability Proceedings of the 17th. ICSMGE Egypt.*
- Kölsch, F. (1995) *Material values for some mechanical properties of domestic waste.* Fifth International Waste management and Landfill Symposium, Cagliari, Italy, pp. 711-729.
- Mahler, A. (2008) Kaposvári gabonásító alapozásának véges elemes modellezése. In: *Nagy László (szerk.) Dr. Kézdi Árpád Emlékkonferencia.* Budapest, Magyarország, 2008.09.23 – 2008.09.24. Budapest: pp. 77-86.
- Nagy L. (2009) Statistical analysis of natural disasters data. Riscuri si catastrofe, szerk.: V. Sorocovschi, An VIII. 7/2009. Casa Cartiide Siinta, Kolozsvár, Universitatea Babes-Bolyai, Facultatea de Geografie. ISSN: 1584-5273. pp. 11-22.
- Szabó A. (2008) Hulladéklerakók lezárásának aktuális kérdései. PhD értekezés, Miskolci Egyetem, Műszaki Földtudományi Kar.
- Varga G. & Czap Z. (2004) Soil models: Safety Factors and Settlements. *Periodica Polytechnica. Ser.Civ.Eng.* Vol. 48, No.1 – 2. pp. 53-64.
- Zekkos, D. (2005) Evaluation of static and dynamic properties of municipal solid waste. PhD thesis, University of California, Berkeley.

# Sorptionsversuche mit Monochlorbenzol

C. Felten & S. Gäth

*Professur für Abfall- und Ressourcenmanagement, Justus-Liebig-Universität Gießen, Deutschland*

**KURZFASSUNG:** Im Rahmen eines Projektes zur Altlastensanierung auf dem Gelände des Industrieparks Frankfurt Höchst (IPH) werden derzeit Sorptions- und Desorptionsstudien zu Monochlorbenzol durchgeführt. Auf Grundlage dieser Ergebnisse sollen neue Sanierungsmethoden entwickelt werden, die das derzeit auf dem IHP-Gelände angewandte pump&treat-Verfahren (p&t) ergänzen oder ersetzen. Dadurch soll ein schnellerer Sanierungserfolg erzielt werden. Die Herausforderung besteht darin, in den Laborversuchen Methoden anzuwenden, wodurch die gasförmigen Verluste, welche aufgrund der hohen Flüchtigkeit der Substanz entstehen, zu minimieren bzw. bestimmbar machen.

## 1 EINLEITUNG

Das Projekt befasst sich mit der Betrachtung des Verhaltens von Chlorbenzol im Untergrund, am Beispiel des Industrieparks Frankfurt Höchst (IPH). Chlorbenzole wurden bzw. werden als industrielle Lösemittel, Pestizide, nichtleitendes Fluid, Deodorants und als chemische Zwischenprodukte genutzt. Aufgrund ihrer weitreichenden Nutzung über viele Jahrzehnte können Chlorbenzol bzw. Chlorbenzolverbindungen im Boden und im Grundwasser auftreten. Brans (2008) konnte nachweisen, dass Chlorbenzol die bedeutendste Untergrundbelastungen im IPH darstellt. Auf dem ehemaligen Gelände der HOECHST AG wurden chlorbenzolphaltige Rückstände als Produktionsrückstand/-abfall behandelt und in bestimmten Teilabschnitten abgelagert.

Der IPH ist an den Ufern des Mains durch mehrere Brunnen gesichert, welche das mit Chlorbenzol belastete Grundwasser abpumpen und vor dem Eintritt in den Main in der biologischen Reinigungsstufe der werkseigenen Kläranlage reinigen.

In der gegenwärtig laufenden Arbeit soll geprüft werden, ob es zu der heute betriebenen p&t-Maßnahme effiziente, kostengünstige und umsetzbare Sanierungsalternativen für Monochlorbenzol gibt.

## 2 METHODEN

Zurzeit werden Batch- und Säulenversuche mit Monochlorbenzol und drei verschiedene Bodentypen (uS, iS, tL,) mit unterschiedlichen chemisch-physikalischen Bodeneigenschaften durchgeführt. Der Versuchsaufbau richtet sich nach der *OECD Guidelines for the Testing of Chemicals* (OECD 106) und der DIN 19528, wird aber an das Verhalten leichtflüchtiger Substanzen angepasst.

Die Batch-Versuche zur Bestimmung der Sorption von Monochlorbenzol am Boden werden in 20 ml Braunglas Headspace-Vials durchgeführt. Die Vials werden mit Aluschraubdeckel mit aluminiumbeschichteten Septen verschlossen. In verschiedenen Versuchsreihen werden 2, 4, und 8 g Boden in die Vials eingewogen und mit einer entsprechenden Menge Wasser so aufgefüllt, dass ein möglichst geringer Gasraum (0,5 ml) im Versuchsgefäß entsteht. Nach dem Schütteln und zentrifugieren der Proben wird die flüssige Phase (10 ml) mittels einer Spritze entnommen und in ein weiteres 20 ml Vial gegeben. Daraus wird die Konzentration des Mono-

chlorbenzols mittels GC-MS Headspace-Methode bestimmt. Nach Lagerung der Bodenproben aus den Schüttelversuchen bei 4 °C über 4 – 20 Wochen sollen Desorptionsstudien an ihnen durchgeführt werden.

Die Säulenversuche finden in 30\*6 cm Säulen statt. Der Versuchsaufbau orientiert sich an der DIN 19528, wird allerdings an das Verhalten leichtflüchtiger Substanzen angepasst. So wird mit einem System gearbeitet, welches auftretende gasförmige Verluste durch ein mit Aktivkohle gefülltes Röhrchen leitet. Am Ende des Versuchs wird das Chlorbenzol aus der Aktivkohle extrahiert und dadurch der gasförmige Verlust der Substanz bestimmt. Die Säulen werden mit den gleichen Bodentypen, welche auch in den Batchversuchen verwendet wurden, gepackt. Eine Versuchsreihe soll mit unbelasteten Böden beginnen und sowohl Sorption als auch Desorption an den Säulen untersuchen. Dafür wird, bis zum Einstellen eines Gleichgewichts, eine Chlorbenzollösung durch die Säule geleitet. Anschließend wird Wasser durch die Säule geleitet, um den löslichen Anteil des sorbierten Chlorbenzols zu bestimmen.

Eine weitere Versuchsreihe findet mit belasteten Bodenproben statt. Dafür werden zuvor dotierte Bodenproben in die Säulen eingebaut. Diese sollen dann die Verlagerung einer Schadstoffphase entlang der Fließrichtung im Profil zeigen.

### 3 ERGEBNISSE

Die Ergebnisse der Batch- und Säulenversuche sollen über den Verteilungskoeffizienten (Kd-Wert) präsentiert und miteinander verglichen werden. Weiter soll der Versuchsaufbau beschrieben werden, um Sorptionsversuche an leichtflüchtigen Substanzen durchzuführen. Dabei soll auch auf die Probleme der Probenaufbereitung und Probenmessung, aufgrund der Flüchtigkeit der Substanz, eingegangen werden. Vorversuche zeigten eine sehr schnelle Sorption des Chlorbenzols an die Bodenmatrix. Bereits nach 2 Stunden stellte sich ein Sorptionsgleichgewicht an einem schluffigen Sand ein.

### 4 AUSBLICK

Hinsichtlich des Sorptions- und Desorptionsverhaltens des Chlorbenzols im Boden sollen mögliche Sanierungsalternativen für das mit Chlorbenzol belastete Industriegelände genannt werden, welche das p&t-Verfahren unterstützen können. Die erlangten Kennwerte zur Sorption sollen beispielweise dabei helfen, die Anwendbarkeit von Methoden wie der Enhanced Natural Attenuation (ENA) aufzuzeigen.

### LITERATUR

- Brans (2008) Das Schadeinheitenmodell zur Identifikation und Bewertung von Standorten mit schädlichen Bodenveränderungen am Beispiel Industriepark Höchst. *Gießen* (Dissertation am Institut für Landschaftsökologie und Ressourcenmanagement der Universität Gießen).
- DIN 19528 (2009) Elution von Feststoffen - Perkolationsverfahren zur gemeinsamen Untersuchung des Elutionsverhaltens von anorganischen und organischen Stoffen.
- OECD (2000) OECD Guidelines for testing of chemicals. Adsorption-Desorption Using a Batch Equilibrium Method. *Guideline 106*.

## Mineral Species in Acid Mine Drainage of the Elatsite Mining Area, Bulgaria

R. Atanassova & A. Benderev

*Geological Institute, Bulgarian Academy of Sciences, Sofia, Bulgaria*

**ABSTRACT:** Elatsite is one of the largest porphyry-copper deposits in East Europe. Mining waste and waste residual materials are the major sources of potentially toxic elements in the environment and constitute a serious problem in the area where they are stored. Oxidative weathering of various sulphide minerals result in the generation of acid mine drainage. After hydrochemical characterization of surface waters in the Elatsite mining area, mineralogical investigations of recent precipitates in the ore-exploitation sites and in waste piles are carried out. In order to identify mineral, representative materials from white, grey, yellowish, green and blue color precipitates and weathering crusts have been selected for SEM-EDS and XRD analyses. White sulfate-mineral crusts show composition of aluminite. In the sample of blue-greenish fine grained precipitates Cu, Al, Si, and some S and Ca are found as major constituents. Chemical composition of the white to yellowish powdered masses is close to the theoretical composition of basaluminite. Solid particles that precipitate in the studied area tend to be very fine grained and amorphous in respect to XRD. Recent mineralization is observed in the area of the blue water stream. The newly formed Cu sulphates are precipitates from a water discharge after mixing with of the two smaller neighbour streams under ambient conditions.

### 1 INTRODUCTION

Mining and smelting activities are leading to the accumulation of large volumes of wastes, including slags, ash, industrial residues, and others. Mining and waste residue materials are one of the major sources of potentially toxic elements in the environment and constitute a serious problem in the area where they are stored. The release of elements from waste materials during weathering causes contamination of surrounding soils, ground and surface waters (Vaughan 2006). The exposed materials often contain elements in their reduced state that are readily oxidised by available oxidants, such as dissolved oxygen and oxygen in the pore gas as well as ferric iron. Such oxidative weathering of various sulphide minerals result in the generation of acid mine drainage (AMD - sulfate and highly acidic waters), characterised by net acidity and high concentrations of hazardous metals and metalloids (Fe, Cu, Mn, Zn, Pb, As and others besides sulfates). One of the main problems that the mining industry is facing world-wide is the treatment and disposal of AMD.

Elatsite is one of the largest porphyry-copper deposits in East Europe and one the richest in PGE. Porphyry-copper mineralization of the deposit is genetically connected to Late Cretaceous subvolcanic intrusions of quartz-monzonitic to granodioritic composition. The mineralization is also hosted in Paleozoic granodiorites and greenschists intruded in them (Strashimirov et al. 2002, Kehayov et al. 2003). The deposit is located about 55- 60 km east of Sofia and 6 km south of the town of Etropole. The open pit is one of the largest operating mines for copper and gold in Europe.

Recently, local authorities in the area of the Elatsite deposit raised some reclamations concerning contamination of stream waters due to AMD in the ore-exploitation sites and in waste piles with highly concentrations of Mn, Cu, Al, S, Fe, Ni etc.

The main objective of this study is mineralogical investigations of recent mineralizations and environmental pollution in the Elatsite mining area.

## 2 MATERIALS AND METHODS

During several field trips in the area of the Elatsite deposit, characteristic sites were selected for solid phases sampling (R1 – R11):

- Site after mixing of unpolluted surface water with water from the open pit mine,
- Site after influx of underground mine waters, level 840,
- Point where surface waters of the three rivers in this area are mixing and
- Drainages from dumping site of old deposited materials (Fig. 1).

After hydrochemical characterization of surface waters (Benderev et al. 2012) mineralogical investigations of recent precipitates in the ore-exploitation sites and in waste piles are carried out. In order to identify mineral phases, representative materials from white, grey, yellowish, green and blue color precipitates and weathering crusts have been selected.

Solid phase analyses including XRD (a Guiner Camera 670) and SEM-EDS (JEOL JSM 6390 with EDS Oxford INCA system) have been carried out at the Geological Institute and Institute of Physical Chemistry, BAS. In this study, also theoretical calculations to determine the Al and Cu mineral species forming in AMD have been performed.

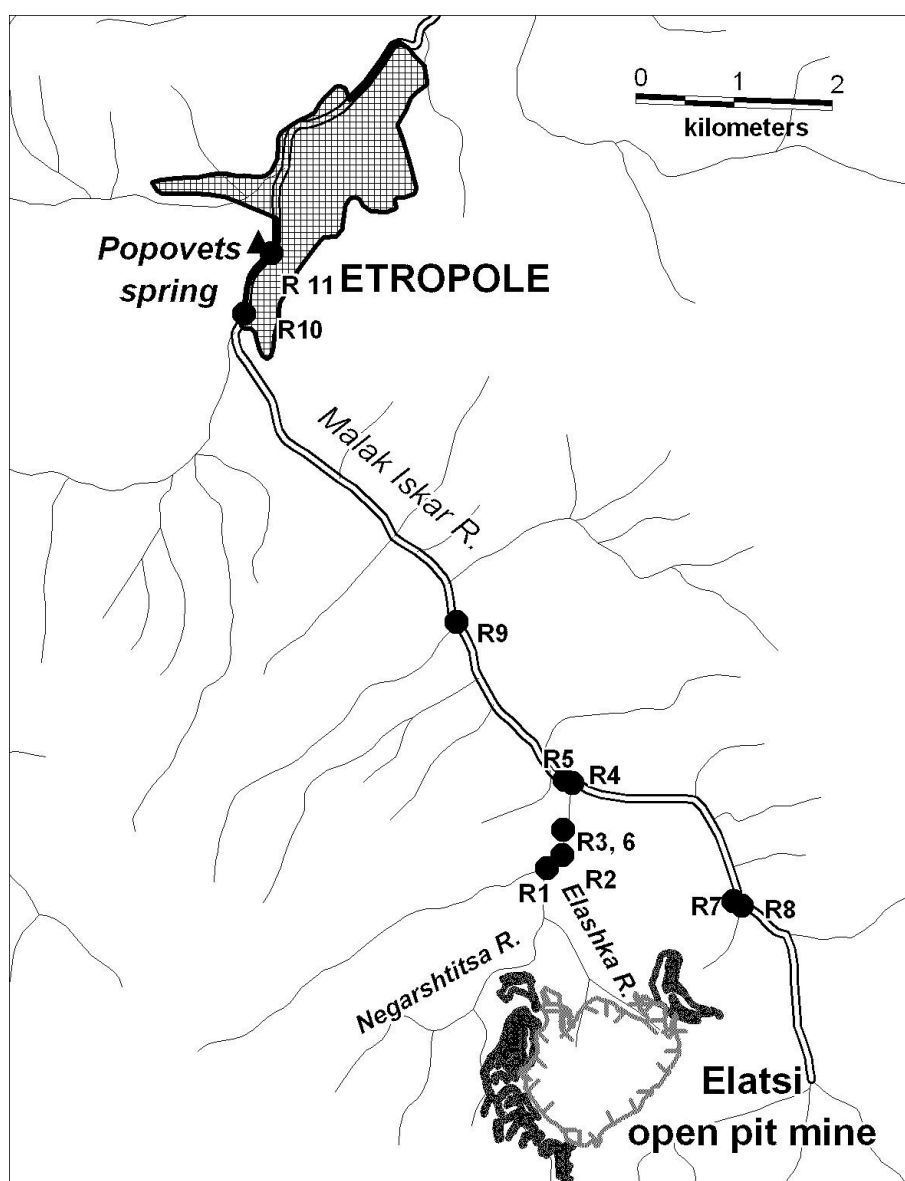


Fig. 1: Map showing the Elatsite area and sampling sites (R1 – R11)

### 3 CHEMICAL AND MINERALOGICAL CHARACTERIZATION

Blue-greenish powdered precipitates are observed on the rocks fragments and in river bed of Malak Iskar River and after influx of underground mine waters. As composition of these materials the element Al, Si, Cu and small concentrations of S and Ca could be identified. In some of these also F (up to 18 wt.%) was found.

Fine-grained, poorly formed crystalline white crusts are observed on surrounding rocks in the stream bed of the Malak Iskar River after influx of waters from Negarshtitsa and Elashka River. Chemical analyses show a composition close to aluminite stoichiometry  $\text{Al}_2(\text{SO}_4)(\text{OH})_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ . The slightly increased amount of Al probably is due to the adsorption of sulfate component (Jones et al. 2011).

Positively identified are the more common Al hydroxysulfate minerals basaluminite and aluminite that are precipitated on ground after sulfate containing waters derived from the drainages of the Eastern impoundment. The chemical composition of these yellowish precipitates is close to the theoretical composition of basaluminite  $\text{Al}_4\text{SO}_4(\text{OH})_{10} \cdot 5\text{H}_2\text{O}$  (Table 1).

Tab. 1: Chemical composition of yellowish powdered masses and theoretical composition of basaluminite, wt.%

Element	p.1	p.2	p. 3	p.4	p.5	basaluminite
H	-	-	-	-	-	4.34
O	68.78	66.71	65.87	71.69	69.80	65.50
Al	22.59	23.78	23.84	21.67	22.34	23.25
Si	0.60	1.03	1.32	0.71	0.82	
S	8.03	8.48	8.97	5.94	7.04	6.91

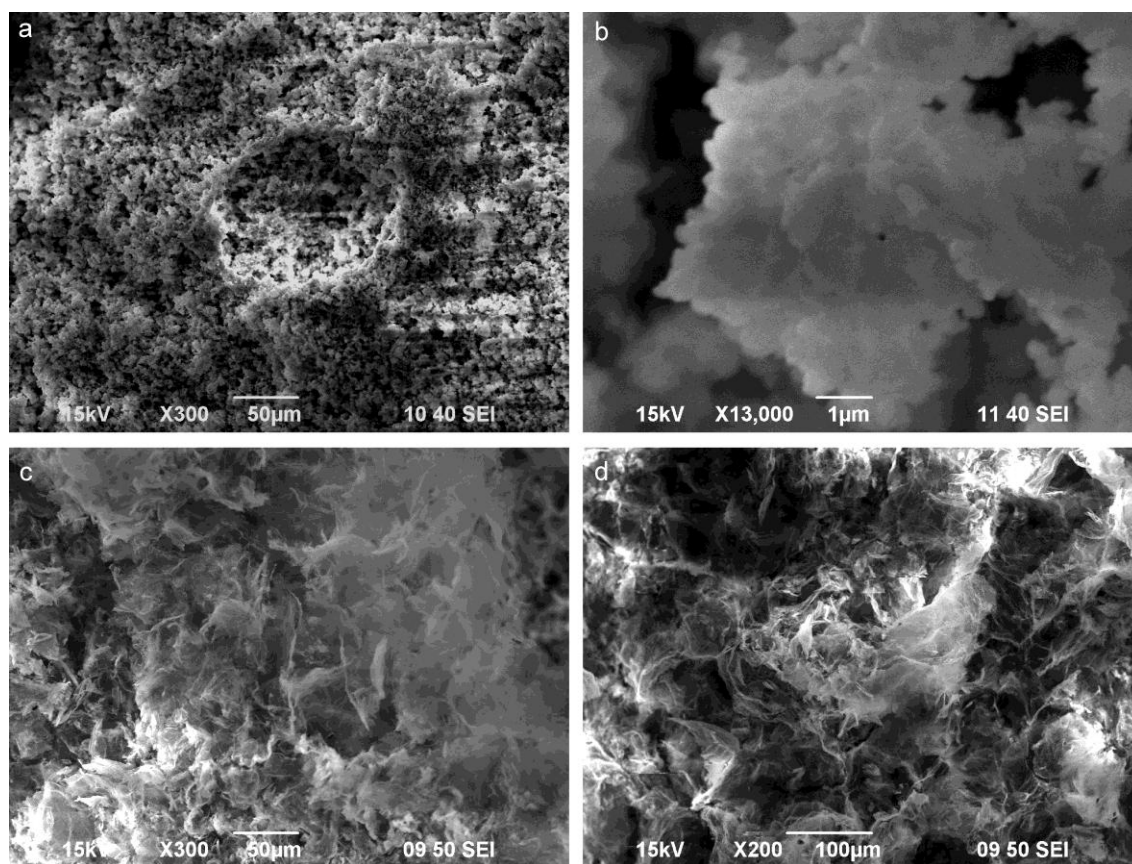


Fig. 2: SEM images of: a-b) white crusts found in porous micro-sized formations; c-d) foam-like materials

Foam-like materials were observed in the waters of Malak Iskar River after influx of Negarshtitsa and Elashka River. Morphological examinations under SEM show the presence of flake-like aggregates with spheroidal shapes (Fig. 2). The chemical composition shows relatively similar amounts of Al – up to 25 wt.%, S up to 9.8 wt.%, Si ~ 2 wt.% in all point analyses with exception of F (12,8 wt.%), which is found only in one investigated point of the SEM scan.

The identity of the white, grayish and foam-like materials was not possible to be confirmed by XRD, indicating that the recently deposited species was amorphous.

Blue color granular and porous masses are observed in the area of the blue water stream discharge. Copper sulphate species are identified by XRD and the elemental analysis (devilline, chalcoalumite, parnoute and others). The new phases precipitate after mixing of water the two smaller neighbour streams in the area.

#### 4 GEOCHEMICAL MODELLING

Speciation modelling was done based on the chemical analysis of the water and the distribution of aqueous species was determined by using an ion-association aqueous model (Charlton et al. 1997). The most important results of speciation calculations are saturation indices for minerals, which indicate the saturation state of each mineral relative to the water.

Interesting results were obtained for the mobile form of aluminum surface waters. In case of Negarshtitsa River, the dominant species are:



#### 5 CONCLUSIONS

The investigated white and grayish sulfate-mineral crust shows a composition close to those of aluminite. Some increased Al content probably is due to adsorbed sulfate. The composition of blue-greenish fine grained precipitates is made out of Cu, Al, Si, and some S and Ca. The chemical composition of the white to yellowish powdered masses deposited from the drainages of the Eastern impoundment is close to the theoretical composition of basaluminite. Found solid particles that precipitate in the studied area tend to be very fine grained and amorphous to according to XRD analyses. The observed phenomenon of the natural blue colored water downstream is caused by spontaneous precipitation of Cu phases. The specification of minerals as well as saturation studies show their influence on the solubility of aluminium in sulfate-rich acidic waters.

#### REFERENCES

- Benderev, A., Hristov, V., Atanassova, R., Mihaylova, B. & Vassilev, I. (2012) Hydrochemical characterization of the surface waters of the Elatsite open pit. Stage report-January 2012. Geological Institute, BAS.
- Charlton, S.R., Macklin C.L. & Parkhurst D.L. (1997) U.S. GEOLOGICAL SURVEY, Water-Resources Investigations Report 97-4222. Lakewood, USA.
- Jones, A.M., Collins, R.N. & Waite, T.D. (2011) Mineral species control of aluminium solubility in sulphate-rich acidic waters. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 75, 965-977.
- Kehayov, R., Bogdanov, K., Fanger, L., von Quadt, A., Pettke, T. & Heinrich, C. (2003) The fluid chemical evolution of the Elatsite porphyry Cu-Au-PGE deposit, Bulgaria. In: Proceedings of the 7<sup>th</sup> Biennial SGA meeting "Mineral Exploration and Sustainable Development", Athens, Greece, Millpres Rotterdam.
- Strashimirov, S., Petrunov, R. & Kanazirski, M. (2002) Porphyry-copper mineralization in the central Srednogorie zone, Bulgaria. *Mineralium Deposita*, 37, 587-598.
- Vaughan, D.J. (ed.) (2006) *Sulfide Mineralogy and Geochemistry*. Reviews in Mineralogy and Geochemistry, Chantilly, Virginia, Mineralogical Society of America.

## Landfill mining – Goldgruben am Stadtrand?

J. Nispel & S. Gäth

*Justus-Liebig-Universität, Institut für Abfall- und Ressourcenmanagement, Gießen, Deutschland*

**KURZFASSUNG:** Primäre Ressourcen wie Stahl und Energie werden in zunehmendem Maße knapper und damit immer wertvoller. Dazu trägt in erster Linie die steigende Nachfrage nach Rohstoffen bei. Aus aktueller Sicht wird sich an dieser Situation nichts ändern. Es ist eher zu erwarten, dass sich die Marktlage noch drastischer entwickelt (RWI ESSEN ET AL. 2006). Neben in Nutzung befindlichen anthropogenen Rohstofflagern bilden Hausmülldeponien ungenutzte Rohstoffdepots, deren tatsächliches Ressourcenpotenzial in den meisten Fällen unbekannt ist. Auf Hausmülldeponien wie dem Dyckerhoffbruch in Wiesbaden wurden in diesem Zusammenhang Abfälle zur Beseitigung unvorbehandelt abgelagert. Dementsprechend sind alle Stofffraktionen, die auch heute in unseren Getrennsammelsystemen anfallen, innerhalb des Deponiekörpers zu vermuten. Vor diesem Hintergrund untersucht die Professur für Abfall- und Ressourcenmanagement mittels 20 Probebohrungen gegenwärtig den raumspezifischen, quantitativen und qualitativen Ressourcenwert des Deponieabschnitts I der Deponie Dyckerhoffbruch. Primäres Ziel ist hierbei die Erstellung eines 3D-Ressourcenpotenzialmodells des Deponiekörpers.

### 1 EINLEITUNG UND FRAGESTELLUNG

Prognosen zeigen, dass im Jahr 2050 ca. 9,3 Milliarden Menschen auf der Erde leben und Produkte konsumieren werden (DSW 2011). Neben Grundnahrungsmitteln wird demnach, durch sich ändernde Konsummuster, auch der Verbrauch an industriellen Rohstoffen stark ansteigen. Die Folgen dieser Entwicklungen sind klar: Preise für mineralische und energetische Rohstoffe werden weiter steigen - ebenso der damit verbundene CO<sub>2</sub>-Ausstoß. Die Suche nach alternativen Ressourcenquellen und Lösungen sollte also schon heute unsere Aufgabe sein.

Folgende Fragestellungen gilt es in diesem Zusammenhang für die Deponie Dyckerhoffbruch zu klären:

- Ermittlung der abfallspezifischen Ablagerungsmengen,
- Ableitung des theoretischen Ressourcenpotenzials der Deponie Dyckerhoffbruch,
- Ableitung des realen Ressourcenpotenzials,
- Beurteilung des Rohstoffpotenzials nach Art, Lage, Quantität und Qualität der vorgefundenen Ressourcen,
- Aufstellung der verfügbaren Techniken, die für eine geeignete Aufbereitung deponierter Rohstoffe dienen könnten,
- Bewertung der energetischen Effizienz, der Kostenstrukturen und des CO<sub>2</sub> Einsparpotenzials des Rückbaus,
- Abschätzung der Folgekosten der Deponienachsorge und
- Gegenüberstellung der Kosten und des Nutzens des Rückbaus der Deponie Dyckerhoffbruch unter definierten Randbedingungen.

Insgesamt wird durch die formulierten Aufgabenstellungen das Ziel der ganzheitlichen Bewertung des Rückbaus der Deponie Dyckerhoffbruch erreicht. Zudem ist es möglich, die Frage zu beantworten, unter welchen Randbedingungen die umweltverträgliche Aufbereitung und

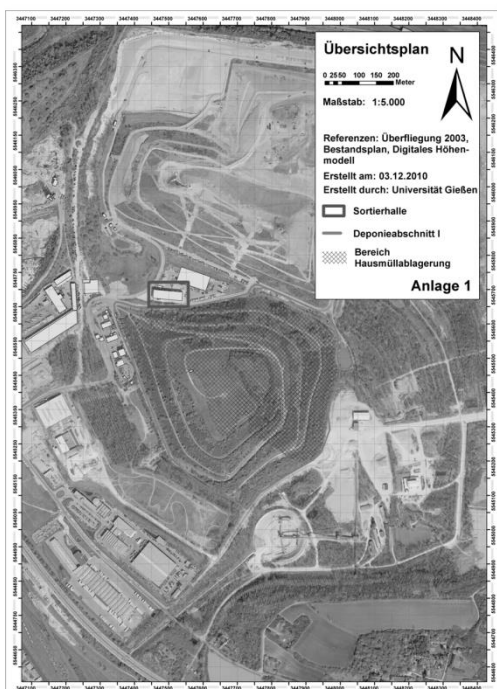


Nutzung deponierter Ressourcen wirtschaftlicher sowie nutzeffizienter sein könnte, als die alternativ notwendige Deponienachsorge.

## 2 GEGENSTAND DER UNTERSUCHUNG

Gegenstand der Untersuchung ist der Deponieabschnitt I der Deponie Dyckerhoffbruch. Hierbei ist aufgrund der Ablagerungshistorie und dem daraus resultierenden Ressourcenpotenzial vor allem der nördliche und nordöstliche Deponiebereich von besonderem Interesse.

Einen Überblick hierzu gibt Abb. 1. Es wird deutlich, dass aufgrund von Voruntersuchungen, die auf Basis der bereits bestehenden Sickerwasser- und Deponiegasbrunnen erstellt wurden, vorwiegend der nördliche und nordöstliche Deponiebereich des Deponieabschnitts I durch Hausmüllablagerungen geprägt ist. Die Lage der Bohrlöcher konzentriert sich daher auf diesen Deponiebereich.



Kenndaten:

Ablagerungszeitraum:	1964 – 1982
Ablagerungsfläche:	27,6 ha
Ablagerungsvolumen:	ca. 10,5 Mio. m <sup>3</sup>
Abgelagerte Abfallmenge:	ca. 14 Mio. Mg
Deponiehöhe:	64 m (162 m üNN)
Untersuchungsumfang:	20 Bohrlöcher
Bohrdurchmesser:	0,8 m
Bohrverfahren:	Greiferbohrung

Abb.1: Übersichtsplan Deponie Dyckerhoffbruch

## 3 ERSTE ERGEBNISSE

Aufgrund technischer Probleme während der Bohrungen kann bisher ausschließlich auf die Ergebnisse von 6 der insgesamt 20 Bohrungen zurückgegriffen werden. Die dabei gewonnenen Erkenntnisse zur Korngrößenverteilung und Deponiegutzusammensetzung werden nachfolgend dargestellt.

### 3.1 Korngrößenverteilung

Die Untersuchungen auf der Deponie Dyckerhoffbruch sehen eine Klassierung des Deponieguts in die Fraktionen < 20 mm, 20 – 50 mm und > 50 mm vor. Wie Abb. 2 zu entnehmen ist, setzt sich das untersuchte Deponiegut zu ca. 39 Gew.-% FM aus der Fraktion 0 – 20 mm, zu ca. 29 Gew.-% FM aus der Fraktion 20 – 50 mm und zu ca. 31 Gew.-% FM aus der Fraktion 0 - 20 mm zusammen.

Die angegebenen Abweichungen machen deutlich, dass je nach Lage der Bohrpunkte deutliche Verschiebungen der Korngrößenverteilung auftreten können. So ist beispielsweise der

südliche Bereich des Deponiekörpers stark durch die Ablagerung von Abraumsanden geprägt, so dass hier ein deutlich höherer Anteil der Fraktion < 20 mm zu vermuten ist und vorgefunden wurde. Bereiche, in denen vorwiegend Sperrmüll und Bauschutt deponiert wurde, beschreiben ein gegenläufiges Bild. In diesem Fall liegt ein erhöhter Anteil der Fraktion > 50 mm vor.

Neben unvorbehandelten Abfällen wurde auf der Deponie Dyckerhoffbruch ebenfalls der so genannte „Zerreißmüll“ abgelagert. Dieser zeichnet sich dadurch aus, dass mit Hilfe eines Schredders eine Zerkleinerung des angelieferten Abfalls erreicht wurde. Entsprechend zeigen Deponiebereiche, die mit Zerreißmüll befüllt wurden, ein höheres Potenzial der Fraktion 20 – 50 mm auf.

Insgesamt ermöglichen die Ergebnisse zur Korngrößenverteilung in Verbindung mit visuellen Wahrnehmungen die Charakterisierung einzelner Deponiebereiche hinsichtlich der abgelagerten Abfallart und des damit verbundenen Ressourcenpotenzials.

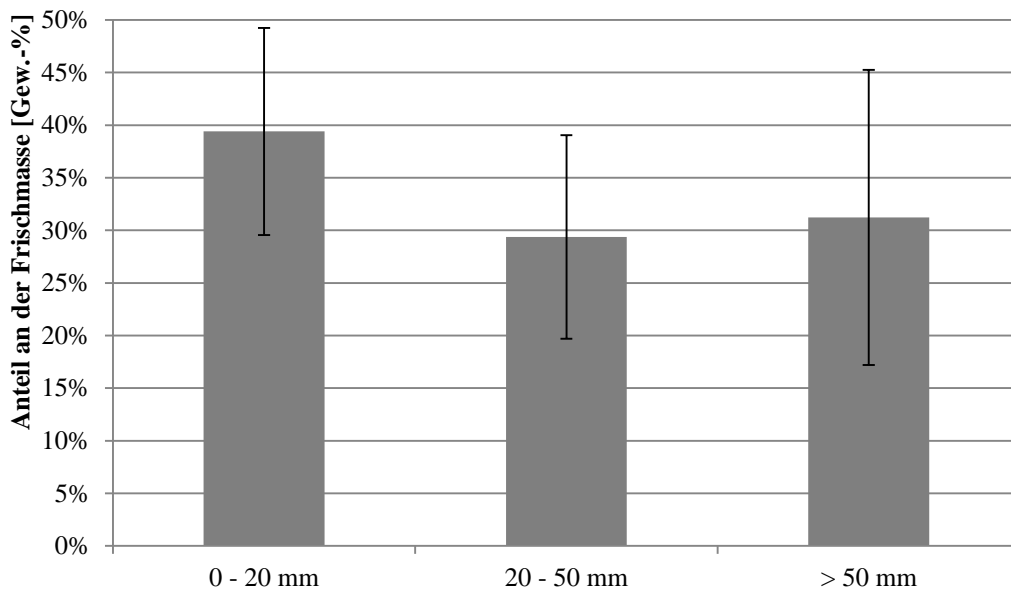


Abb. 2: Mittlere Korngrößenverteilung des Deponieguts der Deponie Dyckerhoffbruch

### 3.2 Deponiegutzusammensetzung

Abb. 3 verdeutlicht die mittlere Zusammensetzung der Fraktion > 50 mm. In diesem Zusammenhang fällt auf, dass aus aktueller Sicht Bodenmaterial, Bauschutt und Mineralstoffe ca. 75 Gew.-% FM dieser Fraktion ausmachen. Hierneben treten Kunststoffe und Holz mit 6,9 und 6,2 Gew.-% FM auf. Die wirtschaftlich interessante Fraktion der Metalle kann mit einem Anteil von ca. 3 Gew.-% FM charakterisiert werden. Die energetisch verwertbare Fraktion (Sortierreste, PPK, Holz, Organik und Textilien) beschreibt in Summe einen Anteil von etwa 14 Gew.-% FM. Problemstoffe wie z.B. Batterien und Verbunde wie z.B. Elektrogeräte stellen mit weniger als 0,1 Gew.-% FM die geringsten Stoffanteile dar.

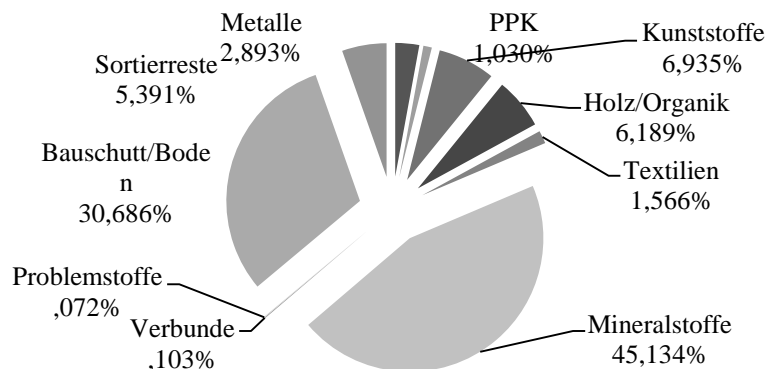


Abb. 3: Mittlere Zusammensetzung der Klassierfraktion > 50 mm

Interessant ist in diesem Zusammenhang ebenfalls die Deponiegutzusammensetzung unterschiedlicher Deponiebereiche bzw. unter Berücksichtigung des abgelagerten Abfalls. Die dabei auftretenden Unterschiede der Zusammensetzung werden aus Abb. 4 ersichtlich.

Wie zu erwarten ist, besitzen Deponiebereiche, die durch Hausmüll und Gewerbeabfälle geprägt sind, ein deutlich höheres Potenzial an nicht mineralischen Wertstoffen. Wurden hingegen vorwiegend Bauschutt und Baustellenabfälle abgelagert, sind deutlich höhere Anteile der mineralischen Fraktion zu verzeichnen. In diesem Zusammenhang stellt sich die Frage, wie diese aufgrund ihrer Belastungen zukünftig verwertet werden können.

Insgesamt liefern diese vorläufigen Ergebnisse in Verbindung mit lagespezifischen Informationen die Grundlage zur Erstellung eines räumlichen Potenzialkatasters, das die Möglichkeit bietet, den Deponiekörper insgesamt und lokalspezifisch zu charakterisieren.

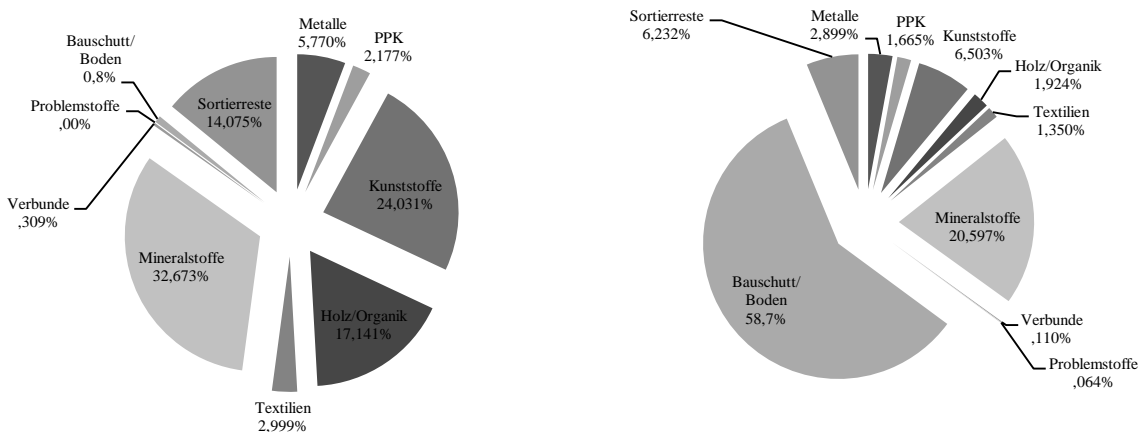


Abb. 4: Zusammensetzung von Deponiegut (> 50 mm) unterschiedlicher Deponiebereiche bzw. unter Berücksichtigung des abgelagerten Abfalls (links: Hausmüll und Gewerbeabfälle; rechts: Bauschutt und Baustellenabfälle)

#### 4 FAZIT

Die gewonnenen Ergebnisse belegen, dass die Deponie Dyckerhoffbruch ein sehr heterogenes Bild in der Deponiegutzusammensetzung besitzt. Gleiches gilt für die Korngrößenverteilung des Deponieguts. Im Mittel zeigt sich hierbei, dass die Deponie Dyckerhoffbruch ein vergleichsweise geringes Rohstoffpotenzial an nicht mineralischen Ressourcen aufweist.

In diesem Zusammenhang ist jedoch zu berücksichtigen, dass durch die lokalspezifische Analyse ein räumliches Potenzialkataster geschaffen werden kann, das Hotspots abbildet und eine detailgetreue Abbildung der vorhandenen Ressourcen realisiert. Geoinformationssysteme ermöglichen es hierbei, dieses visuell bzw. räumlich darzustellen und somit Handlungsoptionen zur Entscheidungsfindung aufzuzeigen.

#### LITERATUR

- Deutsche Stiftung Weltbevölkerung (DSW) (2011) Weltbevölkerung wächst bis 2050 stärker als angenommen auf 9,3 Milliarden. DSW: „Menschen in Entwicklungsländern brauchen mehr Aufklärung und Verhütungsmittel“. Neueste UN-Projektionen – erstmals bis 2100.
- RWI ESSEN, ISI & BGR (2006) *Trends der Angebots- und Nachfragesituation bei mineralischen Rohstoffen*. Rheinisch-Westfälisches Institut für Wirtschaftsforschung (RWI), Fraunhofer-Institut für System- und Innovationsforschung (ISI), Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR). Forschungsprojekt Nr. 09/05 des Bundesministeriums für Wirtschaft und Technologie (BMWi). Endbericht.

# Accelerated Investigation of Media Impact on Polyethylene Geomembranes

A. Redhead & A. Frank

*Polymer Competence Center Leoben GmbH, Leoben, Austria*

G. Pinter

*Montanuniversitaet Leoben, Chair of Materials Science and testing of Plastics, Leoben, Austria*

**ABSTRACT:** A PE-HD grade for geomembrane applications in two different compounding, one carbon black filled and one natural material was investigated concerning physical and chemical aging. Cyclic Cracked Round Bar (CRB) tests were conducted on unexposed and exposed specimens in air and within environmental tests of unexposed specimens in a media cell. Additional immersion tests with subsequent tensile tests, Oxidation Induction Time (OIT) measurement and Infrared (IR)-spectroscopy were carried out. Films as well as a series of CRB specimens were exposed to a 10 % aqueous solution of Arkopal® N110 and a 20 % aqueous solution of sodium chloride. A reduction of the stiffness was found for both materials under the impact of both media. The environmental cyclic CRB tests in the media cell showed comparable results to the conventional methods.

## 1 INTRODUCTION

Geomembranes are applied in a wide range of engineering barrier systems, where among various complex impacts at least one property is in common, the requirement of extraordinary media resistance (Scheirs 2009). Polyethylene with high density (PE-HD) shows a remarkable good resistance against various aggressive liquids, making it suitable for landfills, hazardous waste ponds and reservoirs. Physical and chemical aging of the material are commonly investigated by means of time-consuming immersion tests with subsequent tensile tests (Müller 2007). The present study deals with a new fracture mechanics characterization method combining cyclic tests with cracked round bars (CRB) and a special glass media cell for a defined environment.

## 2 EXPERIMENTAL

Two different PE-HD grades for geomembrane applications, one filled with carbon black and one natural material were investigated. Films of the dimensions 50 mm x 6 mm x 0,2 mm were prepared from compression molded plates by a rotary microtome RM 2255 (Leica Microsystems GmbH, GER). CRB specimens with a length of 100 mm and a diameter of 13.8 mm were machined on a lathe and pre-cracked with a razor blade. The specimens were exposed to a 10 % aqueous solution of the surfactant Arkopal® N110 and a 20 % aqueous solution of sodium chloride. The films were re-dried immediately after immersion at 50 °C for 5 days, followed by two days in a vacuum oven at 23 °C. Cyclic CRB tests were conducted in accordance to ONR 25194 (2011) on a servo-hydraulic closed-loop testing machine (MTS Systems GmbH, D) under a sinusoidal load with 10 Hz and an R-ratio ( $F_{min}/F_{max}$ ) of 0.1 at 23 °C. For environmental tests, a special glass cell was placed on the servo-hydraulic closed loop testing machine. Tensile tests were performed on a universal testing machine of the type ZWICK Z010 (Zwick/Roell GmbH & Co. KG, GER) with a 10 kN load cell, at 23 °C and 100 mm/min, except from Young's modulus detection at 1 mm/min. The Oxidation Induction Time (OIT) was detected by Differential Scanning Calorimetry (DSC) using a device of the type DSC 822 (Mettler Toledo GmbH, CH). Samples of approx. 7 mg were weighed and sealed in aluminum-light crucibles (40 µl) and in-

vestigated at 210 °C in an oxygenic environment. Infrared (IR) spectroscopy was performed via a Fourier transform infrared emission analyzer of the type Spektrum GX (Perkin Elmer, GER) in attenuated total reflection.

### 3 RESULTS

Figure 1 illustrates the results of the cyclic CRB tests for the carbon black filled material under the impact of Arkopal® N110. Against the expectations, the surfactant had a decelerating effect within the tests at 23 °C. The failure times are shifted to higher cycle numbers compared to the tests with unexposed specimens in air. Therefore the tests in the media cell (M-cell) were rerun at 80 °C, where the tests were stopped after one week without a hint of crack initiation. Investigations via optical microscope obtained a distinctive plastic zone of more than 1000 µm length which had formed in front of the crack tip with a spreading of multiple crazes. These results confirmed a softening effect of the surfactant and revealed the source of the deceleration.

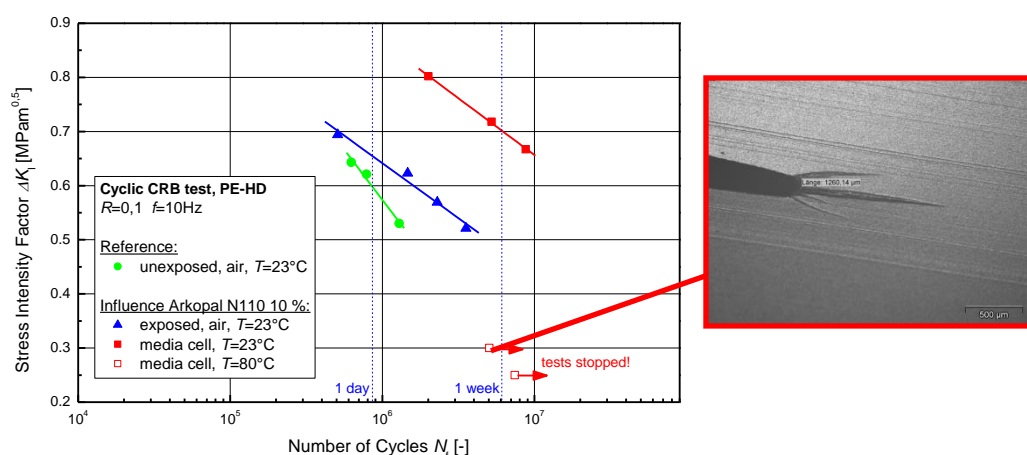


Fig. 1: Failure cycles  $N_f$  as a function of stress intensity factor  $DKI$  under different exposure conditions. Reference: unexposed specimen tested in air at 23 °C; influence of Arkopal® N110: exposed specimen tested in air at 23 °C, specimen tested in media cell at 23 °C and specimen tested in media cell at 80 °C. Right image shows a microscopy image of related plastic zone.

### 4 CONCLUSIONS

A swelling impact of both media was determined by cyclic CRB tests as well as by tensile tests. The effect was more pronounced at the tests in the media cell, where the test fluids had the duration of the whole testing time to act on the continuously loaded crack front. Investigations via optical microscope of environmental tests at 80 °C with Arkopal® N110 confirmed a softening effect of the surfactant. The IR-spectroscopy revealed stabilizer bleeding. The OIT evidenced stabilizer consumption and/or stabilizer leach-out during exposure and re-drying, but OIT was still measurable, so the bulk material was still intact. The carbon black filled material showed the better performance in all investigations. Cyclic CRB tests in the media cell showed comparable results to the conventional methods, making this method interesting as a quick ranking tool for PE geomembrane materials concerning media resistance.

### REFERENCES

- Scheirs, J. (2009) *A Guide to Polymeric Geomembranes*, John Wiley and Sons Ltd., The Atrium, Southern Gate, Chichester, West Sussex, UK.  
 Müller, W. (2007) *HDPE Geomembranes in Geotechnics*, Berlin, GER, Springer Verlag.  
 ONR 25194 (2011).

## The influence of Meteorological Parameters on the Leachate Flow in a Landfill

O. Konrad & F. Bastiani

*Department of Environmental Engineering – UNIVATES, Lajeado, Brazil*

A. Bezama

*Helmholtz Centre for Environmental Research – UFZ, Leipzig, Germany*

**ABSTRACT:** The direct disposal of untreated municipal solid waste in landfills is widely used in Brazil due to its cost benefit. During their confinement, wastes decompose by generating landfill gas and leachate, the latter generally composed of polluting chemicals, for which costly wastewater treatment facilities are needed. The generation of leachate is attached to the landfill operation for many years. Both the landfill and their associated wastewater treatment plants are influenced by meteorological factors, due to their exposure to atmospheric conditions. In this way, this study conveys the evaluation of the influence of meteorological parameters such as temperature and rainfall, in the leachate generation, using a case study of a landfill in southern Brazil. The evaluation was performed implementing an automated flow monitoring system for the leachate that enters the landfill's wastewater treatment plant, and collecting hourly data from the meteorological station implemented at the Centro Universitario Univates. As a result, the analysis of the data shows the actual influence of ambient temperature on the leachate generation, as decreases in temperature were accompanied by increases in the leachate flow.

### 1 INTRODUCTION

The proper disposal of wastes from different human activities is necessary and requires long-term planning. One of the most frequent waste disposal is tipping and confinement in landfills, which besides its economic advantages provides a good means for minimizing damages to the environment and allows the decomposition of organic waste to stabilize and transform it into an inert material (Renou 2008). However, simply allocate the waste to landfills is not the end of the process of waste management. The waste, after being deposited in a landfill, it begins a decomposition process that has as main products the generation of leachate and landfill gas (Palma 2002).

The leachate generated in landfills needs proper treatment in order to avoid contamination, especially of surface and underground water resources. One of the major challenges of leachate treatment is the discharge variation of the effluent that enters the treatment plant, since rainfall and other meteorological parameters such as air temperature and relative humidity are directly related to the amount of evapotranspiration and finally formed leachate (Shroff & Hettiaratchi 1998). This is because especially the active cells of landfills in Brazil remain open for a relative long period of time, thus being exposed to the environment, without any kind of coverage. The volume of leachate generated in landfills can therefore present enormous seasonal variations (Monteiro & Mansur 2006).

The variations in the flow of leachate generated in landfills, as well as variations of concentration of pollutants, are difficult to predict adequately by a simple model, especially for short-term fluctuations. The knowledge of variations in flow is important for a better design of projects for wastewater treatment plants (Souto 2009).

In this way, this study evaluates the influence of meteorological factors like temperature and rainfall, in the flow of leachate generated in a landfill in the south of Brazil, in the municipality of Lajeado/RS.

## 2 METHODS

### 2.1 *Site description*

Lajeado is located on the slope below the northeastern, and eastern part of Rio Grande do Sul (RS), in the geopolitical area known as the Taquari Valley. Lajeado is considered the main town in this region composed of 36 municipalities and about 319,000 inhabitants (SEAD 2010). Distant 117 km from state capital of Porto Alegre, it covers an area of 90.42 km<sup>2</sup> and has a population of 72,208 inhabitants (IBGE 2009).

According to data from the Municipal Department of Environment (SEMA 2009) the municipal landfill is located about 10 km from the city center, receiving daily about 43 tons of domestic solid waste (1,300 tons/month), according to administration data from 2009 (SEMA 2009).

The case study region is considered by Britto et al. (2008) to be in the range of sub-tropical climate, a transition between tropical and temperate. Several weather systems, important in the determination of the rains, are affecting the Rio Grande do Sul, as frontal systems pass over the southern region of Brazil during the year.

Other authors define the climate of Rio Grande do Sul as mesothermal, without presenting any well defined dry or rainy season. It has also been found that the average annual rainfall in the state vary in the range between 1,200 mm to 1,900 mm, reaching 2,000 mm maximum (Nimer 1989).

According to Britto, Barletta & Mendonça (NIMER 1989) the annual average of temperatures are below 20 °C in most of the state, reaching less than 14 °C at high altitudes. In most of Rio Grande do Sul the mean minimum temperatures are below 10 °C in July, but in summer the average maximum temperatures are reaching over 32 °C in the west and center of the state.

### 2.2 *Data collection and analysis*

Two datasets were monitored in parallel, aiming at the acquisition of meteorological conditions and the leachate flow characteristics.

For the measurements of the leachate flow, a flow meter was implemented directly at the landfill's leachate discharge, comprising a 1" Parshall adapted with an ultrasonic sensor (model UB1000-18GM75-I-V15 from Pepperl + Fuchs) with an operating range of 70 – 1000 mm, resolution of 0.35 mm, 1 % of maximum error of full scale and operating temperatures between -20 to +70 °C.

The readings of the meteorological parameters, temperature (°C) and rainfall (mm) were performed at the Hydrometeorological Information Center (HIC) of the UNIVATES University Center, through a Hydrometeorological Station Davis Vantage Pro 2, installed at the Lajeado campus, distant approximately 10 km from the landfill site.

A continuous dataset of 9.5 months was collected, at 4 h intervals for the leachate discharge, and for the data from the weather station monitoring.

## 3 RESULTS AND DISCUSSION

Through the evaluation of data collected by the equipment described above (Fig. 1) it was possible to visualize the influence of rainfall on leachate flow, although not all periods of precipitation were accompanied by increases in flow of leachate, but there was also a direct influence of temperature on the flow of leachate, namely as the temperature decreased, the leachate flow increased.

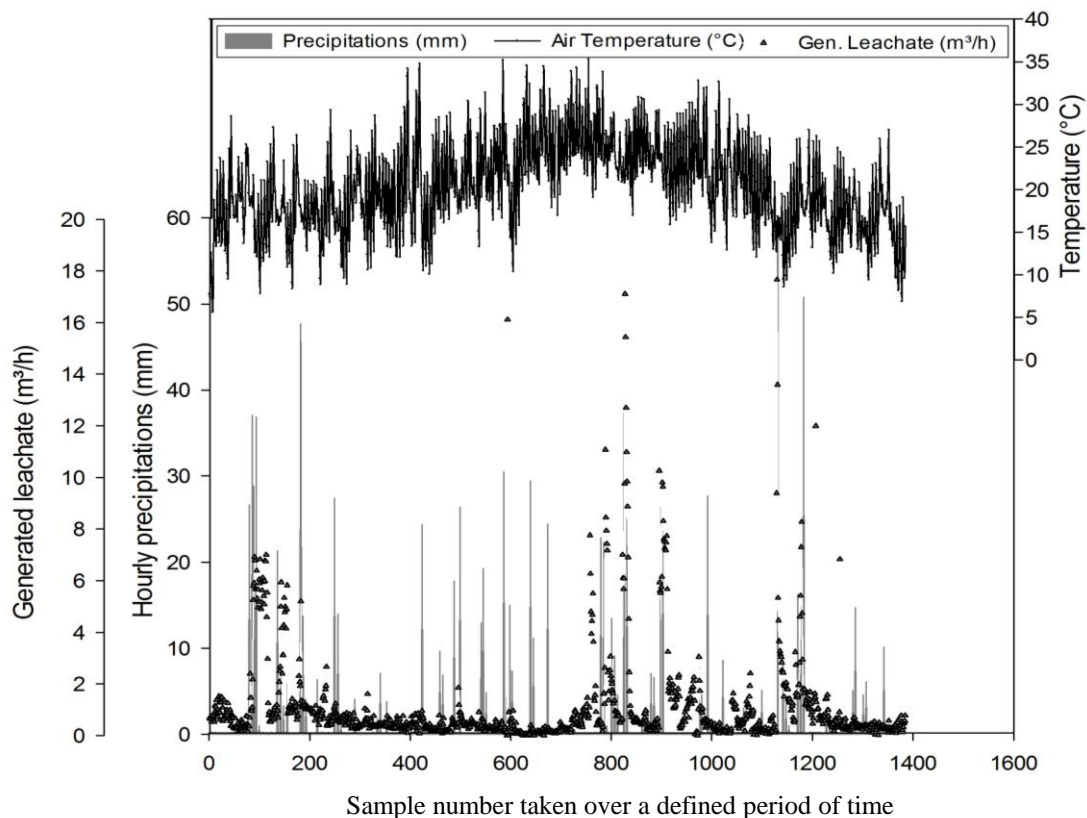


Fig. 1: Flow of leachate according to variations of temperature and precipitation during the monitoring of the landfill

In October 2010, variations in the leachate flow in periods without rainfall were observed, accompanied by ambient temperature variations. During the month of November 2010 the fluctuations of the leachate flow were between 0.1 – 1.85 m<sup>3</sup>/h, but this fluctuations in the leachate flow were observed after rainfall periods and in periods without any precipitation. In March, 2011 we identified twelve days with different variations of leachate flow accompanied by changes in temperature, and these days were free of precipitation. Even in April 2011, having been a month of significant rainfall, were observed, like in other months without rainfall, variations in the leachate flow accompanied by temperature fluctuations.

Fig.1, visualizes the flow of the leachate and its variations caused for temperature and precipitation during the monitoring period. The first 200 samples are related to mid-August and the end of September, and it is observed that there is evidence that when the temperature decreases, the precipitation and flow of the leachate increase. Between September and mid-December (i.e. sample numbers 200 – 600), we found that even at highest reported temperatures, accompanied by increased precipitation, there is no registered increased flow of leachate. In the months that correspond to the summer (sample numbers 600 – 1,000) the largest flow of leachate was registered in periods where rainfall was higher. In mid-March through late May (sample numbers 1,000 – 1,400), at lower temperatures than in previous months, a greater flow of leachate with increasing precipitation could be observed.

#### 4 CONCLUSION

Though rainfall has a direct and expected influence on leachate generation, only in September 2010, as well as in February and April 2011, its significant influence could be observed, however, such influence can be by the fact that the landfill cell had an area of 15,000 m<sup>2</sup> and no type of coverage existed at that time, thus presenting a large catchment area for rain, and consequently increasing the generation of leachate. In the remaining months, the direct influence of



precipitation in the generation of leachate was not observed, and factors such as evapotranspiration and humidity apparently play a minor role in leachate generation compared to rainfall.

As a matter of fact, not only precipitation influenced the leachate flow. It became clear, especially for the months of October and November 2010, as well as January, March and April 2011, that temperature is the dominant factor on the flow of leachate, as the decreases of the air temperature provoked an increase in the leachate flow.

The use of automated equipment for data collection is efficient and practical for the continuous monitoring of both the amount of wastewater entering the treatment plant and recording meteorological parameters. Additionally the flowmeter can be used along with a warning system for critical situation, helping to prevent damage to soil and water resources.

## REFERENCES

- Britto, F. P., Barletta, R. & Medonça, M. (2008) Regionalização sazonal e mensal da precipitação pluvial máxima no Estado do Rio Grande do Sul. *Revista Brasileira de Climatologia*, São Paulo, n. 3, pp. 83-99, 2008.
- Canziani, R. & Cossu, R. (1989) Landfill hydrology and leachate production. In: Chrisensen, T.H., Cossu, R., Stegmann, R. (Eds.), *Sanitary Landfilling: Process, Technology and Environmental Impact*. Academic Press, p.185-212.
- Guimarães, R.(1999) Agenda 21 e desenvolvimento sustentável. São Paulo, ano 4, n. 11.
- IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (2009). *Contagem da População*, IBGE, Rio de Janeiro.
- Lema, J.M., Mendez, R. & Blazquez, R. (1988) Characteristics of landfill leachates and alternatives for their treatment: a review. *Water Air Soil Pollut.* 40, 223-250.
- Monteiro, J.H.P. & Mansur, G.L. (2006) Manual de gestão integrada de resíduos sólidos municipais em cidades da América Latina y el Caribe. Rio de Janeiro. IBAM – Instituto Brasileiro de Administração Municipal, 2006, p.264.
- Oliveira, A.S. (1986) Interações entre sistemas frontais na América do Sul e a convecção da Amazônia. São José dos Campos, p. 134. Dissertação de Mestrado – Instituto de Pesquisas Espaciais.
- Palma, L., Ferrantelli, P., Merli, C. & Petrucci, E. (2002) Treatment of industrial landfill leachate by means of evaporation and reverse osmosis. *Waste Management*. 22 pp. 951-955.
- Qasim, S.R. & Chiang, W. (1996) *Sanitary landfill leachate*. Technomic Publishing Company. Lancaster, USA.
- Renou, S., Givaudan, J.G., Poulain, S., Dirassouyan, F. & Moulin, P. (2008) Landfill leachate treatment: Review and opportunity. *Journal of Hazardous Materials*, v. 150, pp. 468-493.
- SEAD – Secretaria de Administração de Lajeado, Rio Grande do Sul.
- SEMA – Secretaria do Meio Ambiente de Lajeado, Rio Grande do Sul.
- Shroff, V.S. & Hettiaratchi, J.P.A. (1998) Importance of field capacity in modeling leachate production from MSW landfills. Proceedings of the 14th International Conference on Solid Waste Technology and Management. Philadelphia, PA.
- Souto, G.D.B. (2009) Lixiviado de aterros sanitários brasileiros – estudo de remoção de nitrogênio amoniacal por processo de arraste com ar (“stripping”). P. 371 . Tese de Doutorado. Programa de Pós-Graduação em Hidráulica e Saneamento, Departamento de Hidráulica e Saneamento, Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo (USP), São Carlos, SP.
- Nimer, E. (1989) *Climatologia do Brasil*. Departamento de Recursos Naturais e Estudos Ambientais, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Rio de Janeiro, 2ª edição, p.422.

# Material Stocks and Flows from Demolition of a Historical Company Site

C. Wiesenmaier & L. Schebek

*FG Industrial Material Cycles, Institut IWAR, Technische Universität Darmstadt, Germany*

M. Löhr

*Institute of Construction Technologies and Management, Technische Universität Darmstadt, Germany*

**ABSTRACT:** To estimate the stocks of materials in industrial buildings depending on type, size, usage and age of the buildings as a first step a case study of a production site in Weinheim (Baden-Württemberg) has been carried out. Additionally to the characterization of the buildings and the material stocks, the demolition procedure and possible recycling strategies have been investigated.

## 1 BACKGROUND

In our society, during the last decades, the largest share of mineral resources and a major share of metallic resources have been consumed by the building sector. This consumption has led to large stocks of materials. At the end of the lifetime of buildings these stocks should be reused as a source for secondary resources. As to metals this is especially interesting for Germany, which has no significant natural resources of metals and depends totally on imports.

Especially industrial sites can be expected to have high stocks of metals. In order to optimize resource recovery, a prerequisite is the knowledge of amount and quality of the stocks in these buildings but little is known here in literature. The interest of our research is investigating urban mining from the sector of industrial and commercial buildings. As a first step, a case study at a historical production site to determine stocks and flows of the existing types of buildings has been carried out.

## 2 CASE STUDY

Our case study is the former production site of the food company “3 Glocken” in Weinheim (Baden-Württemberg, Germany) with a size of 25,000 m<sup>2</sup>. This site was founded in 1884 and closed in 2005. It was chosen because it covers 120 years of industrial production which gives valuable hints on the changes in these decades in the construction of industrial buildings. Due to the location in the middle of the city the site is very attractive for a further use. Therefore the owner of the production site in Weinheim plans a re-use of the area with partial preservation of the buildings as well as demolition of the other parts and construction of new buildings.

## 3 METHOD

The site and the process of demolition have been investigated by analysis of existing documents, e.g. plans, by interviews with the demolition company and by information drawn during the process of demolition. The following information was available for investigation of material stocks and demolition procedure: maps of the site, official documents and documents in the historical archive of the company “3 Glocken” as well as data from the demolition company.

The information gained from these sources has been evaluated as follows:

- Characterization of types of buildings
  - The buildings were characterized by the use of the building, the kind of the bearing structure, the size and the age and the time of the renovation activities.
- Material Stocks
  - Based on the information on buildings, materials stocks have been calculated with differentiation between materials in the bearing structure, in the non-bearing structure elements, in infrastructural components and in the aggregates of the former production (e. g. the funnel).
- Demolition
  - The methods of demolition have been tracked on site and have been described as to gutting, demolition of the bearing structure, secondary demolition and milling of mineral materials.

## 4 RESULTS

The demolition covered 22 buildings partially or in total. They have been categorized by the criteria “large industrial buildings”, “small industrial buildings”, “residential and office buildings” and the “aggregates”. The resulting typology is presented in Tab. 1.

Tab. 1: Types and numbers of the investigated buildings

Type of building	n	Year of construction	Building volume (m <sup>3</sup> )	Main materials	Usage of the buildings
Large industrial buildings	8	1925 – 1987	1,455 – 55,675	Armored concrete, brick	Production halls, storage of raw materials
Small industrial buildings	7	1885 – 1966	36 – 893	Brick, armored concrete	Boiler house, workshops, sheds
Residential (RB) and office buildings (OB)	2 RB 1 OB	1885 – 1985 (OB)	1,000 – 5,840	Brick, armored concrete	Living space for the workers, administration
Aggregates	4	1940 – 1973	max. 66	Armored concrete, brick	Fuel oil tank building, storage tank building, transformer station, funnel

As to detailed results, a calculation of overall material stocks and an assessment of specific material contents have been carried out and related to building type and components. The share of materials that is actually recycled has been assessed and information on costs and revenues were evaluated. Detailed results have been compared to literature on material stocks of industrial buildings. However, conclusions are limited, because only little literature on these types of buildings exists and comparability is low due to different characteristics of buildings and also because of different typologies of the specific investigations.

## 5 OUTLOOK

Industrial buildings are of specific interest for urban mining. However, up to now information on stocks and flows of this sector is low. For our case study we evaluated information basis and methodology for gaining information based on documentation as well as on-site. Further case studies on industrial buildings and production sites will be carried out, focussing on the correlation between type, size and use of the building and the amount of materials to be expected but also correlation between the age and the material stocks.

# Einsatzes von gereiftem Nassbaggergut als Rekultivierungssubstrat

G. Morscheck & M. Nelles

*Universität Rostock, Lehrstuhl für Abfall- und Stoffstromwirtschaft, Rostock, Deutschland*

M. Henneberg

*Steinbeis-Transferzentrum Angewandte Landschaftsplanung, Rostock, Deutschland*

**KURZFASSUNG:** Die deutsche Deponieverordnung fordert für Rekultivierungsschichten den Nachweis einer ausreichend großen nutzbaren Feldkapazität. In Mecklenburg-Vorpommern wird humusreiches- und feinkörniges Substrat aus der Baggerung der Schifffahrtswege aufbereitet und seit ca. 14 Jahren als Rekultivierungssubstrat eingesetzt.

Auf vier Deponien wurden die Herstellung und die Wirksamkeit der Rekultivierungsschichten aus „aufbereitetem Nassbaggergut“ geprüft. Dazu wurde das eingesetzte "aufbereitete Nassbaggergut" gekennzeichnet und die aktuelle Funktionalität der Rekultivierungsschichten durch bodenchemische und bodenmechanische Untersuchungen an angelegten Schürfen überprüft.

## 1 EINLEITUNG

Deponien müssen nach dem Betrieb gesichert werden; diese „Abkapselung“ von der Umwelt erfolgt mit Hilfe eines Oberflächenabdichtungssystems, dessen obere Schicht aus einem Rekultivierungssubstrat aufgebaut wird. Die Deponieverordnung (DepV 2012) hat die Anforderungen an die Rekultivierungsschicht, deren Funktion und das Substrat, aus der sie erstellt werden darf, klar geregelt. Diese Festlegungen werden durch weitere Vorgaben und Empfehlungen ergänzt (BQS 7-1, BQS 7-2, GDA-Empfehlungen E 2-31 und E 2-32).

Zurzeit wird in der Fachwelt die Umsetzbarkeit der bodenphysikalischen Forderungen, die sich aus der DepV ergeben, umfangreich diskutiert und geprüft welche Herausforderungen sich für die Praxis des Deponiebaus ergeben.

In Mecklenburg-Vorpommern wurden seit Ende der 90er Jahre mehr als zehn Deponien mit aufbereitetem Nassbaggergut aus dem Küstenbereich rekultiviert. Aufgrund der neuen Anforderungen an die Substrate für Rekultivierungsschichten durch die aktuelle Deponieverordnung sollte durch Untersuchungen an bereits mit aufbereitetem Nassbaggergut rekultivierten Deponien untersucht werden, in wie weit die schon existierenden Rekultivierungsschichten diese Forderungen erfüllen, und ob aufbereitetes Nassbaggergut auch weiterhin in Rekultivierungsschichten verbaut werden darf.

## 2 HERKUNFT UND QUALITÄT DES BAGGERGUTES

Das Nassbaggergut fällt bei der Herstellung und bei der Aufrechterhaltung der schiffbaren Fahrwassertiefen an. Da nur Sande und Mergel in der Ostsee verklappt werden dürfen, muss humus- und feinanteilreiches Baggergut an Land in Spülfeldern abgesetzt werden. Am Standort Rostock wird dieses Baggergut in einem speziell dafür ausgebauten Spülfeldkomplex klassiert, entwässert und aufbereitet. Das aufbereitete Nassbaggergut ähnelt im verwertungsfähigen Zustand einem organikreichen, tonig-schluffigem Mutterboden der der Körnungsart Lehm zuzuordnen ist.

Seit Ende der 70er Jahre des vorigen Jahrhunderts wird in Rostock an einer umweltverträglichen Baggergutverwertung geforscht. Die Spülfelder der Hansestadt Rostock wurden Mitte der 90-er Jahre zu einer industriellen Absetz- und Aufbereitungsanlage (IAA) umgebaut, so ist ein den umweltrechtlichen Anforderungen genügendes und effizientes Nassbaggergutmanagement

möglich, dessen Kern die Aufbereitung des landseitig untergebrachten Baggergutes für eine nachhaltige Verwertung ist. Seit dem Jahr 2000 verwertet die Hansestadt Rostock als einzige Hafenstadt im Küstenbereich Deutschlands sein nicht umlagerungsfähiges organikreiches Nassbaggergut zu 100 % landseitig. Die Verwertung von aufbereitetem Nassbaggergut findet vor allem im Landschaftsbau und der Deponierekultivierung statt.

## 2.1 Korngrößenverteilung

Die in den Aquatorien gebaggerten Sedimente werden in eingedeichte Polder, die Spülfelder, mit einem Wassergehalt von ca. 95 % eingespült. Dort klassieren die Partikel längs zum Spülstrom. Steine, Kiese und Sande werden vom Wasser nicht sehr weit mitgerissen, am Ende der Spülstrecke lagern sich die feineren, leichteren Bestandteile ab (Schluff, Ton und Organische Substanz) (Tab. 1).

Tab. 1: Korngrößenverteilung des Baggergutes (DIN ISO 11777)

	gS	mS	fS	gU	mU	fU	T
Mittelwert Schlicke	1,1	8,7	29,9	10,8	15,5	11,5	23,6
Mittelwert Mischboden	1,4	16,3	56,4	8,5	57,0	3,0	8,3
Maximum Schlicke	3,0	22,0	49,0	18,0	27,0	19,0	46,0
Maximum Mischboden	3,6	28,9	70,9	14,2	103,0	4,6	15,1
Minimum Schlicke	0,0	1,0	7,0	7,0	8,0	6,0	13,0
Minimum Mischboden	0,4	7,7	45,7	3,5	26,0	1,5	3,0

## 2.2 Chemische Kennzeichnung des Nassbaggergutes

Die Herkunft des Baggergutes aus dem Küstenbereich führt zu natürlich erhöhten Salzgehalten (SK) (Tab. 2).

Tab. 2: Nährstoff- und Salzgehalt der Schlicke und Mischböden

	TS	pH	SK	Cl <sup>-</sup>	Na <sup>+</sup>	SO <sub>4</sub>	OS	CaCO <sub>3</sub>	anorg. N	P	K	Mg	Total N	T-Wert
	%		%	mg/100 g Boden			%		mg/100 g			%	mval/100g B.	
			TS	TS	TS	TS	TS	TS	TS	TS	TS	TS	TS	
Mittelwert Schlicke	58,2	7,3	1,9	429	346,1	514,8	11,1	8	2,5	2	31,4	127,8	0,5	26,1
Mittelwert Mischboden	71,3	7,4	1,2	140,9	114,5	264,2	5,3	5,6	0,9	1,8	12,8	67,7	0,2	9,2
Maximum Schlicke	71	8	4	1340	905	1428	18	16	9	5	56	226	1	36
Maximum Mischboden	87,5	7,9	2,5	678,8	422	541,9	11	9,8	2	4,4	19,5	125	0,5	14,6
Minimum Schlicke	47	7	1	69	104	163	4	2	1	0,4	9	72	0	16
Minimum Mischboden	60,1	7,0	0,4	11,5	28,0	82,0	0,9	2,5	0,5	0,4	7	14,8	0,1	4,4

Da die Warnow ein ländliches Einzugsgebiet hat und im Rostocker Ballungsraum seit langem eine gute Klärung aller Abwässer erfolgt, ist der Schadstoffgehalt im Baggergut relativ gering. Durch die Klassierung weisen die feinkörnigen Schlicke etwas höhere Schadstoffgehalte auf als die weniger bindigen Mischböden

Die Einhaltung der verwertungsspezifischen Grenz- und Richtwerte erlaubt einen vielfältigen Einsatz z.B. in der Deponierekultivierung (siehe Tab. 3).

Tab. 3: Schadstoffgehalte (Eluat) im Baggergut im Vergleich zu Grenzwerten der DepV

	pH	Lf μS/cm	Chlorid mg/Liter	Sulfat mg/Liter	Pb	Cd	Cr	Cu	Ni	Hg	Zn	As
			μg/Liter									
Mittelwert Schlicke	7	4044	542	2022	9,1	0,6	2,3	28,8	10,6	n.n.	75,8	3,4
Mittelwert Mischboden	7,1	2975	259	1596	4,6	0,2		11,3	6	n.n.	21,7	2,2
DepV Reku-Schicht	6,5 – 9	500	10	50	40	2	30	50	50	0,2	100	10

Der Einsatz des Baggergutes bei der Deponieabdeckung wurde jeweils auf Grundlage von Einzelfallentscheidungen der zuständigen Abfallbehörden durchgeführt. Dabei bedurfte es entsprechender Ausnahmeregelungen, da das Baggergut aufgrund seiner relativ hohen Salz- und Organikgehalte die geltenden Richtwerte der Deponieverordnungen deutlich überschreitet.

Das Material eignet sich, sowohl zur Herstellung der Kubatur, als auch zum Aufbau einer Rekultivierungs- bzw. Wasserhaushaltsschicht. In Mecklenburg-Vorpommern besteht weiterhin ein nicht unerheblicher Bedarf an Bodenmaterial für die Stilllegung von Deponien bzw. die Sicherung von Altstandorten.

Insbesondere hinsichtlich der sehr günstigen Eigenschaften des Baggergutes (Wasserspeichervermögen und Pflanzenverfügbarkeit des Wassers) stellt die neue Deponieverordnung jetzt konkrete Anforderungen. Schon eine temporäre Abdeckung muss die Sickerwasserneubildung minimieren.

Um auch künftig gereiftes Nassbaggergut in der Deponierekultivierung einsetzen zu können, musste auf bereits rekultivierten Deponien geprüft werden, in wie weit diese neuen Anforderungen der Deponieverordnung eingehalten werden.

Beobachtungen an den rekultivierten Deponien und Erfahrungen aus anderen Einsatzbereichen des Baggergutes geben Grund zur Annahme die neue DepV einhalten zu können. Zum Beispiel wurde in einem seit neun Jahren an der Universität Rostock betriebenen Lysimeterversuch die Sickerwassermenge um bis zu 25 % im Vergleich zu lehmigem Sand reduziert. Dabei wurde Baggergut (Bodenart: organik- und kalkreicher, schluffiger Lehm), in einer Mächtigkeit von bis zu 10 cm Auftragshöhe in die 30 cm mächtige Oberbodenschicht (lehmiger Sand) eingearbeitet.

### 3 ERGEBNISSE - PRÜFUNG DER REKULTIVIERUNGSSCHICHTEN

Für die Untersuchungen wurden vier in den letzten Jahren mit Baggergut rekultivierte Deponien unterschiedlichen Abdeckungsalters ausgewählt (Deponien Teterow-Danschow, Grimmen, Rostock NIR (ehem. Warnow-Werft) und Marlow).

Die Deponien sind vor zwei bis 16 Jahren abgedeckt worden. Das für die Rekultivierung eingesetzte Baggergut variiert in seinen chemischen und physikalischen Eigenschaften, da es aus unterschiedlichen Baggerungen stammt. Es existierten keine Testfelder mit gleichem Baggergut, alle Untersuchungen wurden an bereits rekultivierten Deponien durchgeführt.

Keine der Deponien zeigte mechanische Veränderungen der Oberfläche (Erosionen, Setzungen, Rutschungen).

Bei Aufgrabungen der Rekultivierungsschichten konnten Rissbildungen in der Rekultivierungsschicht festgestellt werden. Insbesondere, wenn der Einbau des Materials bei zu hohem Wassergehalt erfolgte, reichten die Risse mehrere Dezimeter in die Rekultivierungsschicht. Die Schrumpfrisse verfüllen sich aber mit Bodenpartikeln. Die Rekultivierungsschichten sind sehr gut durchwurzelt und werden so für die Wasserversorgung der Pflanzen erschlossen und verdunstungswirksam.

Die Gehalte an TOC und Kalk weisen noch immer ähnlich hohe Gehalte wie beim Einbau auf. Der immer noch hohe Kalkgehalt erhält langfristig neutrale pH-Werte (hohes Puffervermögen). Der weiterhin gleichhohe TOC zeigt die sehr gute Stabilität der Organischen Substanz,

was auch die sehr geringe Atmungsaktivität ( $AT_4$ ) belegt, die deutlich unter der Vorgabe der DepV (5 mg  $O_2/g$  TS) liegt.

Die in den Schürfen ermittelten Flügelscherfestigkeiten schwanken z.T. erheblich in Abhängigkeit von der Art des Einbaus. Auf Standorten wo das Baggergut beim Einbau mehrfach überfahren wurde und so eine leichte Verdichtung erfolgte bzw. wo Mergel als oberste Bodenschicht eingebaut wurde, wurden auch im Oberboden hohe Scherfestigkeiten von 70 – 80 kPa und sogar 100 – 120 kPa gemessen.

Die Ermittlung der Wasserdurchlässigkeit erfolgte im Felde mit dem Feldinfiltrometer (ungesättigte Leitfähigkeit) und im Labor (gesättigte Leitfähigkeit) an Stechzylindern (500 m<sup>3</sup> oder 250 m<sup>3</sup>). Die Wasserdurchlässigkeit der Rekultivierungsschichten ist, obwohl keine zielgerichtete Verdichtung der eingebauten Schichten erfolgte (i.d.R. nur Einbau mit Raupe oder Langarmschaufel), sehr gering. Sie schwankt in Abhängigkeit des Untersuchungsverfahrens (Feld- [FM] oder Labormethode[LM]) zwischen  $8,1 \times 10^{-6}$  -  $1,2 \times 10^{-7}$  (LM) bzw.  $2,18 \times 10^{-6}$  -  $1,98 \times 10^{-8}$  (FM) und nimmt in der Regel erwartungsgemäß von oben nach unten hin ab.

Das Gesamtporenvolumen der eingebauten Baggergutssubstrate liegt auch nach mehreren Jahren i.d.R. über 50 %, oft über 60 %. Dieses große Gesamtporenvolumen spiegelt sich auch in den sehr geringen Lagerungsdichten von meist nur 0,8 – 1,1 g/m<sup>3</sup> wieder.

Das hohe Gesamtporenvolumen ermöglicht auch hohe Feldkapazitäten und nutzbare Feldkapazitäten. Aufgrund des hohen Anteils von Mittel- und Feinporen (schluffig-toniges Baggergut, Schlick) kann der überwiegende Teil des Porenvolumens Wasser gegen die Gravitation speichern (sehr hohe Feldkapazität, oft > 50 %).

Die relativ geringe Lagerungsdichte führt insbesondere in der Oberbodenschicht (0 - 30 cm) oft zu einem hohen Luftporenvolumen (Luftkapazität) z.T. größer als 10 %. In Verbindung mit der sehr guten Wasserversorgung (sehr hohe nutzbare Feldkapazität) und den ausreichend verfügbaren Nährstoffen sind ausgezeichnete Bedingungen für ein kräftiges Pflanzenwachstum gegeben.

Die Kennzahlen Feldkapazität und nutzbare Feldkapazität erfüllen die Forderungen der Deponieverordnung, der BQS 7-1 und 7-2 sowie der GDA-Empfehlungen E 2-31 und E 2-32. Beim Einsatz von aufbereitetem Nassbaggergut (Schlick) in der gesamten Rekultivierungsschichtmächtigkeit, werden 500 – 610 mm FK bzw. 230 – 290 mm nFK je Meter erreicht. Diese Werte wurden auch in den seit mehreren Jahren liegenden Rekultivierungsschichten gemessen. Die Deponieverordnung fordert den Nachweis der Versickerungsraten; solch eine Simulation des Wasserhaushaltes kann erfolgen. Die Simulation des Wasserhaushaltes mit dem Model HELP 3.90 D wurde an den untersuchten Rekultivierungsschichten durchgeführt (Berger 2012). Dabei konnte nachgewiesen werden, dass die Forderungen der DepV bezüglich der nFK auch viele Jahre nach der Rekultivierung sicher eingehalten werden. Dem weiteren Einsatz von aufbereitetem Nassbaggergut in Rekultivierungsschichten steht nach entsprechender Prüfung nichts im Weg.

## LITERATUR

- Berger, K. (2012) Simulation des Wasserhaushalts mit HELP 3.90 D für vier Deponiestandorte in Mecklenburg-Vorpommern. Berechnungen an der Universität Hamburg; Gutachten vom 13.04.2012, unveröffentlicht
- Bundeseinheitlicher Qualitätsstandard 7-1 (2011) Rekultivierungsschichten in Deponieoberflächenabdichtungssystemen.
- Bundeseinheitlicher Qualitätsstandard 7-2 (2011) Wasserhaushaltsschichten in Deponieoberflächenabdichtungen.
- GDA-Empfehlung E2-31 Rekultivierungsschichten (2006) Deutsche Gesellschaft für Geotechnik <http://www.gdaonline.de/pdf/E2-31.pdf>, 22:07:2012.
- GDA-Empfehlung E2-32 Gestaltung des Bewuchses auf Abfalldeponien (2010) Deutsche Gesellschaft für Geotechnik <http://www.gdaonline.de/pdf/E2-32.pdf>, 22:07:2012.
- Verordnung über Deponien und Langzeitlager (Deponieverordnung – DepV) (2009) BGBl. I S. 900, die zuletzt durch Artikel 5 Absatz 28 des Gesetzes vom 24. Februar 2012 geändert wurde.

## Ultrasound-Assisted Extraction Method for PCBs Analysis in Soils via GC-ECD

A. Bezama

*Department of Bioenergy, Helmholtz Center of Environmental Research – UFZ, Leipzig, Germany*

A. Flores, E. Pereira, V. Hernández, R. Quiroz & H. Moya

*University of Concepción, Concepción, Chile*

**ABSTRACT:** This work presents the development and evaluation of an ultrasound-assisted extraction method of PCBs from soil samples for their analysis with GC with ECD detector, as a more economic and faster alternative to the classic extraction methods. To validate the method, a three-step process was carried out. First, calibration curves in a concentration range of 5 – 50 µg/litre were obtained for each evaluated congener in order to establish the instrumental quantification and detection limits. In the second stage, extraction was optimized by defining the best solvent mixtures. Finally, in the third stage, quantification and detection limits of the method were established, and the precision and accuracy of the extraction were determined. Results indicate that the proposed methodology has satisfactory linear working ranges for concentrations between 10 and 50 ppb, with adequate detection and quantification limits for instruments as well as method (2 – 13 ppb and 3 – 20 ppb, respectively). Moreover, the method has suitable precision and accuracy, furthermore reducing more than 90 % of the extraction time and 60 – 70 % of solvent consumption when compared to the classic soxhlet extraction method.

### 1 INTRODUCTION

Although production of polychlorinated biphenyls (PCBs) officially stopped worldwide in the 1970's, there is still a lack of appropriate information on the dimension of the PCBs presence in many areas worldwide, which brings uncertainty regarding the possible effects of human exposure that could be arise with “land recycling” strategies taking place nowadays, aimed at transforming derelict areas into residential and commercial areas (Bezama et al. 2008).

Adequate measurement of PCBs presence in soils is therefore crucial. Traditionally, soxhlet extraction has been the method used for analyzing PCBs from soil and sediments, though it usually requires a large amount of solvent use and is carried out for 24 hours or more, resulting in high analytical costs (Hubert et al. 2000). Therefore, there is a need for a simpler and above all less expensive analytical method, such that it can obtain reproducible and precise results in order to be a real alternative to the traditional soxhlet method. As the demand for minimizing the consumption of solvents and extraction time grew, new extraction techniques have been developed over the past three decades. Among them, ultrasound-assisted extraction stands as one of the most applied alternatives in the last years for improving extraction methods (Aries et al. 2004). Goal of this work was to develop an ultrasonic-aided solvent extraction for analyzing PCBs in soil samples by GC with ECD detector.

### 2 MATERIALS AND METHODS

#### 2.1 *Proposed ultrasound-assisted extraction procedure for PCBs-contaminated soil samples*

Samples are lyophilized and homogenized by sieving to ensure cleanliness. In a centrifuge tube, 3g of dry sample are weighted and 10 ml of extraction solvent are added. Vortex is applied for 30s and the mixture is taken to ultrasound (Bransonic mod. 2510) for 15 minutes. After sonication, the sample is centrifuged for 5 minutes (IEC centrifuge HN-SII) at 2,500 rpm. The resulting mix is decanted to a 100 ml flat-bottom flask. A clean-up procedure is then performed in a centrifuge tube, where 10 ml of concentrated sulfuric acid (Merck, 95 – 98 %) are added and



carried through vortex for 30s and through ultrasound (15 min), and centrifuged at 2,500 rpm for 5 min. These steps are repeated three times, until completing a volume of ca. 30 ml. Using a rotary evaporator at 30 °C (Buchi 461 - Water Bath Type RE-111) with a vacuum pump (01 Jeio Tech ve-11), extracts are concentrated to 5 ml. At this point, 0.5 g of copper (analytical degree, particle size <63 µm) are added. A further clean-up process is then applied, this time using a packed column of sodium sulfate and glass wool. 10 ml of n-hexane are added and the extract is transferred to a centrifuge tube. The extract is concentrated in a rotary evaporator to approximately 1 ml and then dried in a nitrogen stream (99.99 % purity) and transferred to a 1,500 µl Supelco amber vial, where it is reconstituted with n-hexane to a final volume of 1,500 µl. For instrumental analysis a Perkin Elmer GC-ECD with helium as carrier gas and an injection volume of 1 ml was used. A 0.32 mm-diameter and 30 m-long packed column was implemented. Injector temperature was set at 240 °C and the detector temperature at 370 °C. Run time was 60 minutes, using a temperature ramp of 10 °C/min.

## 2.2 Evaluation of the instrumental detection and quantification limits

The work was conducted with the standard MIX-3 of seven PCBs species in sediments (PCBs 28, 52, 101, 118, 138, 153, and 180), standard Applichem PCB mix-3 Dr. Ehrenstorfer (reference materials for residues analysis) Lot Number 0011310. Calibration curves were prepared for each studied congener, with sample concentration ranging from 5 to 50 ppb, in triplicate, from a stock solution of 500 ppb of Mix-3. Aliquots from the stock solution were taken with a 10-100 µl micro pipette (Brand Transferpette) and brought to a final volume of 1.5 ml with n-hexane (Merck, chromatographic quality). With these calibration curves it is intended to confirm that the elution magnitudes of the compounds are correct, and that the chromatographic peaks of the mix compounds have an adequate resolution. In addition, using the calibration curves the method's linear range can be defined, and the instrumental detection limit (LOD<sub>i</sub>, eq.1) and quantification limit (LOQ<sub>i</sub>, eq.2) can be estimated, as defined by Miller & Miller (2005), where  $Y_{bl}$  corresponds to the response at concentration zero given by the y-intercept of the best fitting line on the three lowest points of the "Concentration vs Area" plot,  $S_{bl}$  is the standard deviation of the response at concentration zero, given by the same fitting line as above, and  $m$  is the slope of the fitting regression line in the "Concentration vs Area" plot. Moreover, as to establish the precision, the relative standard deviation or variation coefficient is introduced (VC, eq.3), where SD corresponds to the standard deviation for each congener, whereas  $\bar{x}$  the average extraction value obtained for each congener (Miller & Miller 2005):

$$LOD = Y_{bl} + 3 \cdot \frac{S_{bl}}{m} \quad (1)$$

$$LOQ = Y_{bl} + 10 \cdot \frac{S_{bl}}{m} \quad (2)$$

$$VC = \frac{SD}{\bar{x}} \cdot 100 \quad (3)$$

## 2.3 Method characterization

The method was characterized in terms of its quantification (LOQ<sub>m</sub>) and detection limits (LOD<sub>m</sub>), and in terms of its precision and accuracy. For the former, extraction recovery tests were defined at PCBs concentrations of 5, 10, 20 and 50 ppb in synthetically prepared and spiked soil samples. Determination of LOD<sub>m</sub> and LOQ<sub>m</sub> was carried out following the same procedure established by Miller & Miller (2005). Extraction recovery tests were performed in triplicate, analyzing the results in terms of 25<sup>th</sup> and 75<sup>th</sup> percentiles as well as the extraction efficiency for determining accuracy, and the analysis in terms of its own VC (eq. 3).

### 3 RESULTS

#### 3.1 Instrumental detection and quantification limits

According to the resulting retention times, separation and analysis time, the defined chromatographic conditions are proved to be correct for this method. Calibration curves were obtained for each studied PCB congener. For establishing the linearity range of the resulting calibration curve, an accepted value of the correlation coefficient ( $r^2$ ) of 0.99 was used. According to this, the linear range for each of the PCB congeners was found between 10 and 50 ppb (Tab. 1), which is acceptable for the type of analysis applied within this methodology.

Tab. 1: Results of the statistical analysis derived from the calibration curves, and for the establishment of the method's precision with different clean-up methods

Congener	Analysis of calibration curves					Precision results			
	$r^2$	Slope	LR (ppb)	LODi (ppb)	LOQi (ppb)	Silica (n=3)		Fluorisil (n=3)	
						Avg. (ng/g)	SD (%)	Avg (ng/g)	SD (%)
28	0.9973	33358	10 – 50	6	20	0.8	6	0.9	2
52	0.9965	18823	10 – 50	2	5	1.7	17	1.6	11
101	0.9915	35090	10 – 50	6	19	2.7	27	2.8	7
118	0.9946	56301	10 – 50	13	39	1.4	16	1.4	4
138	0.9949	53990	10 – 50	5	14	5.4	12	5.6	3
153	0.9975	51300	10 – 50	5	14	6.1	17	6.2	3
180	0.9958	68444	10 – 50	6	20	4.8	17	5.1	4

LR: Linear range; LODi: Instrumental limit of detection, LOQi: Instrumental limit of quantification, Avg.: Average concentration, SD: Standard deviation, n: Number of replicates

Regarding the establishment of the system's precision (Tab. 1), instruments recorded values of VC < 20 % for all congeners, except of PCB 118, which took a VC value of 31 %. Though the effective cause of this resulting rate could not be determined, the following reasons could be responsible: the high noise product of the elution time of the PCB, the impact of another factor as an overlap in the chromatographic peak, or a sudden increase in the baseline of the chromatogram (that could have originated the noise). LODi showed values between 2 and 6 ppb for all PCBs except for PCB 118, which showed a value of 13. A similar situation is observed with LOQi, where the values were 5 to 20 ppb, but of 39 ppb for PCB 118. In addition, the linear slopes presented in Tab. 1 generally indicate that congeners with higher chlorine substitution have a higher persistence sensitivity.

#### 3.2 Characterization of the extraction method

Results are presented in Fig. 1: the lower box boundary represents the 25<sup>th</sup> percentile; within the box the solid line marks the median, whereas the dotted line marks the average value; the upper box boundary indicates the 75<sup>th</sup> percentile; finally the actual obtained values for the different series of synthetic contaminated soil samples are identified in order to show the method's precision. Accuracy in this case is expressed in terms of recovery percentage of four synthetic soils recharged with concentrations of 5, 10, 20 and 50 ppb of the PCBs Mix-3, in triplicate. An increment in the method's accuracy is observed when increasing the PCBs recharge concentration, averaging accuracies above 70 %. In addition, precision of the method showed results for all congeners from 15 % to 26 %. Results of the linearization of the obtained data indicate that correlation coefficients ( $r^2$ ) are relatively good, with the exception of PCBs 28 and 118, which in a run of one hour, tend to lose sensitivity. In general, LODm took values between 3 and 9 ng/g, with exception of PCB 118, which took values of ca. 20 ng/g. This situation is repeated for the LOQm results, where the results for PCB 118 highly exceed the values of the other congeners. A further finding of the conducted work is that the instrumental limits are lower than the methodological, which can be explained with the matrix effects due to the series of extractions that constitute the method. According to these results, the proposed extraction method is faster

(averaging 75 minutes for conducting the extraction) and with less solvent consumption (30 ml) when compared to classic soxhlet extraction (18 – 20 hours and 100 ml, respectively).

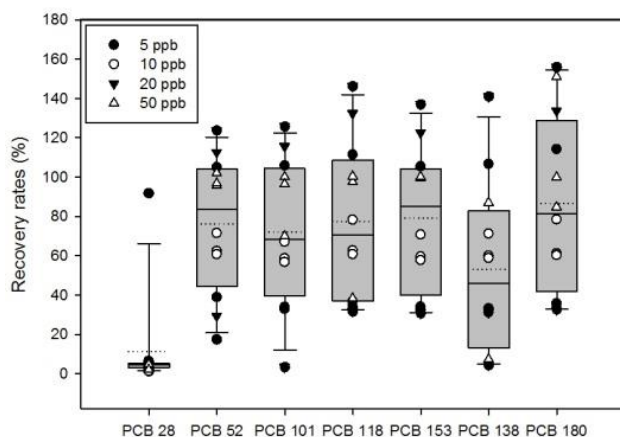


Fig. 1: Accuracy results shown as recovery percentage for 5, 10, 20 and 50 ppb recharge concentrations.

#### 4 CONCLUSIONS

Considering the obtained results of the validation of the proposed analytical method, all variables (i.e., determined working range, linearity, limits of detection and quantification, accuracy and precision) are satisfactory for all assessed PCBs, and therefore the technical viability of the proposed method is proven. As for the technical conditions, an important aspect is the low detection limits of PCBs, however, calibration curves can be improved by the use of internal standard as method of quantification. A further suggestion for the enhancement of overall efficiency is the continuous control of process temperature, since the greatest losses were concentrated in the ultrasound equipment (which tends to raise the temperature during sonication) and in the rotary evaporator equipment, when temperature is greater than 35 °C. Moreover, it is suggested that samples should not be allowed to dry in the rotary evaporator, as analyte losses are increased, especially the more volatile PCBs 28 and 52. It was additionally proved that the proposed method is less time consuming and therefore faster and more economic than the classic soxhlet extraction. Summarizing the above, the here proposed method is technically acceptable for the analysis of PCBs in contaminated soil, and economically more attractive as the traditional methods, for which it could be considered as a promising alternative for the analysis of suspected contaminated sites samples in developing countries.

#### 5 ACKNOWLEDGEMENTS

This work has been financed by the National Commission for Scientific and Technological Research (Conicyt) through the Fondecyt project 11070119.

#### LITERATUR

- Aries, E., Anderson, D.R., Ordsmith, N., Hall, K. & Fisher, R. (2004) Development and validation of a method for analysis of “dioxin-like” PCBs in environmental samples from the steel industry. *Chemosphere* 54, 23-31.
- Bezama, A., Navia, R., Mendoza, G. & Barra, R., (2008a) Remediation Technologies for Organochlorine Contaminated Sites in Developing Countries. *Rev Environ Cont Toxicol* 193, 1-29.
- Hubert, A., Wenzel, K.-D., Manz, M., Weissflog, L., Engewald, W., Schürmann, G. (2000) High extraction efficiency for POPs of real contaminated soil samples using ASE. *Anal Chem* 72(6), 1294-1300
- Miller, J.N. & Miller, J.C. (2005) *Statistics and chemometrics for analytical chemistry*. Fifth Edition. Pearson Education Limited, Essex.

## In-Situ-Belüftung einer Altablagerung – eine profunde Analyse

C. Brandstätter & J. Fellner

*Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft, Technische Universität Wien, Wien, Österreich*

R. Prantl

*blp GeoServices gmbh, Wien, Österreich*

**KURZFASSUNG:** Auf der alten Hausmüllablagerung Heferlbach bei Schwechat wird aktuell der Abfallkörper in-situ-belüftet, um die noch vorhandene Deponiegasbildung zu minimieren. Der gegenständliche Beitrag beschreibt die geplante wissenschaftliche Begleitung dieser Sanierungsmaßnahme und beinhaltet erste Zwischenergebnisse der dabei durchgeführten Untersuchungen. Sechzig von der Deponie entnommene Feststoffproben wurden einerseits chemisch-physikalisch analysiert, um das Restreaktionspotential der abgelagerten Abfälle abschätzen können, und andererseits wurde das Material in sogenannte Deponiesimulationsreaktoren DSR eingebaut. Letzteres dient dazu, um im Labor unter optimierten Bedingungen das Potential der In-situ-Belüftungsmaßnahme zur Reduktion der Reaktivität der abgelagerten Abfälle zu testen und den Betrieb der Belüftung optimieren zu können. Darüber hinaus wurden am Standort Messsonden (Bodenluftsonden, Setzungspegel) installiert, um den Fortschritt der Sanierungsmaßnahme im Feld beobachten zu können. Erste Ergebnisse der Untersuchungen zeigen, dass die biologische Restreaktivität des abgelagerten Abfalls (gemessen als Atmungsaktivität in 4 Tagen bzw. Gasbildungspotential in 21 Tagen) zwar unterhalb der Grenzwerte für Massenabfalldeponien liegt, allerdings wurde in den DSR eine kontinuierliche Gasbildung beobachtet, die nach rund 90 Tagen in Summe etwa 9 l/kg TS beträgt.

### 1 EINLEITUNG

Zahlreiche Untersuchungen haben gezeigt, dass Emissionen aus Hausmüllablagerungen potentiell über lange Zeiträume (viele Jahrzehnte bis Jahrhunderte) eine Gefährdung für Mensch und Umwelt darstellen können. Durch den biochemischen Abbau organischer Materialien kommt es einerseits zur Produktion von Deponiegas (im Wesentlichen  $\text{CH}_4$  und  $\text{CO}_2$ ) und andererseits zur Belastung des Sickerwassers mit organischen Verbindungen. Außerdem stellen vor allem lösliche Salze und Ammonium problematische Inhaltsstoffe im Sickerwasser geschlossener Hausmülldeponien dar. Um Hausmüllablagerungen schneller in einen emissionsarmen Zustand zu überführen und dadurch den notwendigen Nachsorgezeitraum zu verkürzen, können Maßnahmen zur Intensivierung des Abbaus der organischen Substanz im Abfallkörper (z. B. In-situ-Belüftung) gesetzt werden.

Vor diesem Hintergrund wurden auf der ca. 40 Jahre alten Hausmüllablagerung „Heferlbach“ (im Bezirk Schwechat) Maßnahmen zur In-situ Belüftung des Abfallkörpers gesetzt. Insgesamt wurden am Standort im Zeitraum von 1965 bis 1973 rund 240.000 m<sup>3</sup> Abfälle, vorwiegend Hausmüll aber auch mineralische Abfälle, deponiert. In den letzten Jahren durchgeführte Bodenluftmessungen mit Methan-Konzentrationen von teilweise über 50 % lassen ein aktuell noch erhebliches Deponiegasbildungspotential erwarten, das aufgrund der unmittelbaren Nähe von Wohnsiedlungen die Gefahr einer Deponiegasmigration beinhaltet. Die In-situ-Belüftung erfolgt daher insbesondere um die umweltgefährdenden Methan-Emissionen zu reduzieren und nachhaltig zu vermeiden sowie einen biologisch stabilen Zustand des abgelagerten Abfalls herzustellen. Mithilfe von Horizontal-Bohrungen durch den Deponiekörper wurden Be- (in einer Tiefe von 3 – 4 m) und Entlüftungsleitungen (2 m) verlegt.

## 2 METHODEN UND ZIELE

Im Rahmen der wissenschaftlichen Begleitung dieses Sanierungsprojektes wird vor der Belüftung der aktuelle Zustand der Deponie anhand wesentlicher Schlüsselparameter in Bezug auf den aktuellen Stabilisierungsgrad (wie z.B. Abfallzusammensetzung, biologische Aktivität, etc.) charakterisiert. Zur Beurteilung des Sanierungsfortschritts vor Ort werden außerdem zu unterschiedlichen Zeitpunkten Feststoffproben aus der Altablagerung entnommen und hinsichtlich ihrer Reaktivität analysiert. Zusätzlich erfolgen Bodenluftmessungen, Setzungsmessungen und FID-Begehungen. Mit einer Methode aus der Bodenbiologie (Litterbags) wird der Fortschritt des Belüftungsverfahrens vor Ort bestimmt. Hierzu wurden zehn Säcke, gefüllt mit etwa 10 kg biologisch reaktivem Material aus der mechanisch biologischen Abfallbehandlung (Rotterest vor dem Zeitpunkt der Nachrotte) und einem Temperatur-Logger, vor Ort eingebaut.

Um sowohl das zukünftige, vor allem gasförmige Emissionspotential der Altlast, als auch den potentiell erreichbaren Stabilisierungsgrad durch die geplante Belüftungsmaßnahme bewerten zu können, werden, zusätzlich zu den Messungen im Feld, Deponiesimulationsreaktoren (DSR) im Labor des Institutes für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft an der TU Wien betrieben. Insgesamt werden sechs DSR über 2,5 Jahre betrieben. Beim Einbau des Deponiematerials wurde optischen und olfaktorischen Eindrücken gemäß darauf geachtet, biologisch aktiveres Probenmaterial zu verwenden.

Zwei der Reaktoren werden als Referenzreaktoren anaerob geführt, und die vier übrigen werden nach einer etwa drei-monatigen anaeroben Phase belüftet. Jeweils zwei Reaktoren werden unter „identischen“ Bedingungen betrieben. Im Konkreten bedeutet dies für die vier aeroben Reaktoren, dass zwei DSR bewässert werden und zwei DSR ohne Wasserzufuhr betrieben werden. Die letztere Betriebsweise soll den Bedingungen im Feld entsprechen, da das gewonnene Probenmaterial außerordentlich trocken war, mit einem Wassergehalt von durchschnittlich 21,2 % (Tab. 1).

In den belüfteten Reaktoren wird mittels Drosselventilen die Menge an zugegebener synthetischer Luft eingestellt und mit Masseflussmessern erfasst. Das Hauptaugenmerk liegt auf den Auswirkungen unterschiedlicher Wassergehalte und Sauerstoffkonzentrationen im Deponiematerial auf dessen biologische Stabilisierung. Die Temperatur in den DSR wird über ein elektrisches Thermostat-Heizungssystem mit Isolierung konstant bei etwa 36 °C gehalten.

Das primäre Ziel dieser Versuche ist die Ableitung des potentiell realisierbaren Stabilisierungsgrades der Altablagerung.

Die Feststoffproben aus den Reaktoren werden unter anderem auf Gesamtgehalte verschiedener Elemente (z.B. Fe, Mn und TC), mikrobielle Biomasse mittels-Fumigation-Extraktion, Zellulose/Lignin Verhältnis und auf den Gehalt an Ergosterol zur Bestimmung pilzlicher Biomasse untersucht. Bei den Gasen beschränken sich die Untersuchungen auf CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub>, O<sub>2</sub>, H<sub>2</sub>S, N<sub>2</sub>O und NH<sub>3</sub>. Die Gaskonzentration wird mit einem mobilen, explosionsgeschützten Gerät gemessen, sowie in regelmäßigen Abständen mit einem Gaschromatograph. Die Gasspendensumme wird mit so genannten Eudiometern bestimmt: das produzierte Gas wird dabei über in einem Säurebad (pH < 2) stehenden Messzylinder erfasst.

Die Eluat-Proben werden auf verschiedene Stickstoffspezies (NO<sub>3</sub>, NH<sub>4</sub>, TKN) untersucht, sowie auf Leitfähigkeit, pH-Wert und ebenfalls auf Gesamtgehalte verschiedener Metalle.

## 3 VORLÄUFIGE ERGEBNISSE

Alle Feststoffanalysen wurden bisher von Probenmaterial, das sich unter anaeroben Bedingungen befunden hat, durchgeführt. Der Einfluss der Belüftung auf die Feststoffzusammensetzung wird erstmals im Juni 2013 untersucht. Sickerwasserproben der Reaktoren werden aktuell alle zwei Wochen entnommen und analysiert. Die Gasproduktion in den Reaktoren wurde seit Beginn der Versuche (April bis Juli 2012) werktäglich erfasst. Nach ungefähr drei Monaten Reaktorbetrieb konnte eine kumulierte Gasproduktion von durchschnittlich 8,6 dm<sup>3</sup> kg<sup>-1</sup> TS<sup>-1</sup> gemessen werden (Abb. 1). Seit dem Belüftungsstart in der ersten Julihälfte 2012 wird das produzierte Gas der belüfteten Reaktoren (R1-R4) nicht mehr erfasst, sondern lediglich die Zuluft. Um die Ammoniak-Konzentration in der Abluft der belüfteten Reaktoren zu bestimmen, wurden Gas-

waschflaschen mit 0,5 M Schwefelsäure an die Abluft angeschlossen (Ammoniak-Stripping). Bei den nicht belüfteten Reaktoren werden Ammoniak-Prüfröhrchen der Fa. Dräger verwendet.

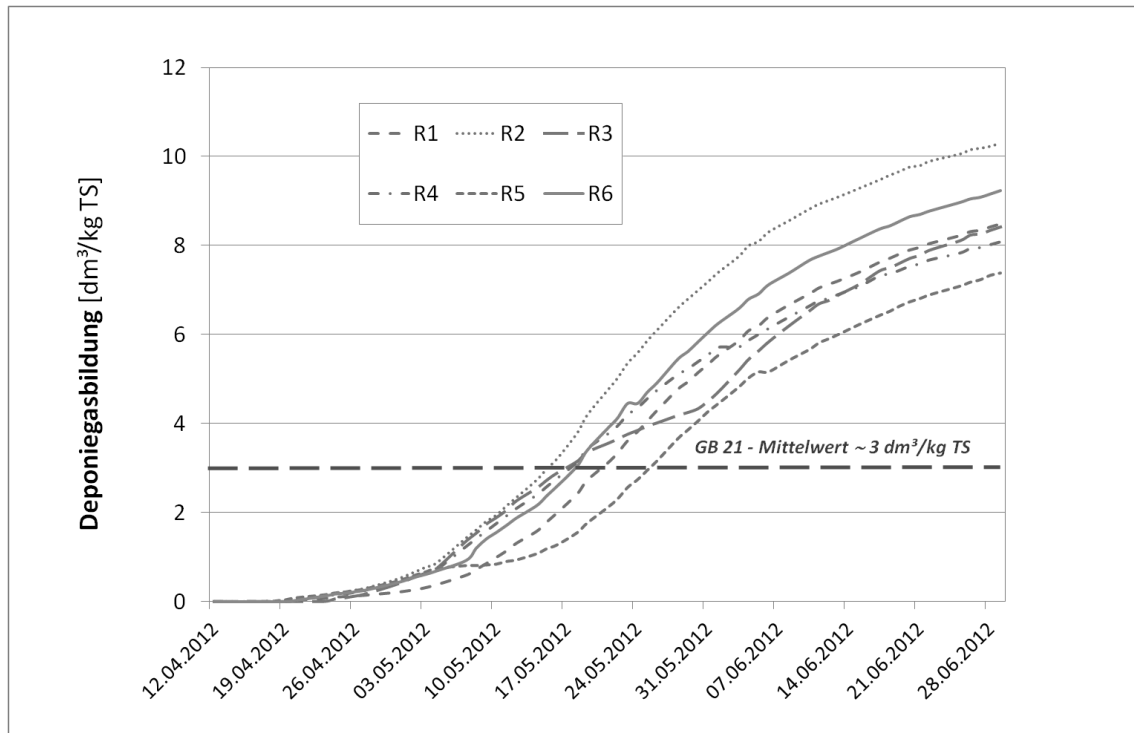


Abb. 1: Deponiegasbildung unter anaeroben Bedingungen in den Deponie-Simulations-Reaktoren. R1-R6: Reaktor 1-6. Die Reaktoren drei und vier wurden nicht bewässert.

Die ersten Analyse-Ergebnisse der Feststoff-Proben und Eluate zeigen im Allgemeinen eine höhere Heterogenität bei den Deponieproben als bei den Reaktorproben (Tab. 1). Das in den Litterbags eingebaute MBA-Material (Rotterest) weist eine weitaus höhere biologische Aktivität (BSB<sub>5</sub>, AT<sub>4</sub>) auf als das abgelagerte Deponie-Material. Erste Vergleiche mit Literaturergebnissen zeigen deutlich, dass das deponierte Material nach 40 Jahren im Vergleich mit anderen Deponien noch erstaunlich reaktiv ist:

Die Deponie Mannersdorf (Prantl 2006) beispielsweise wurde bis 1995 geschüttet und hier wurden Gasspendensummen von ungefähr 7,4 Liter/kg TS nach 100 Tagen erfasst. In unseren DSR konnten wir nach ungefähr 90 Tagen 8,7 Liter/kg TS erfassen. Das GB<sub>21</sub> betrug für Material aus der Deponie Mannersdorf durchschnittlich 5 NI/kg TS, im Vergleich dazu wurden für das Probenmaterial der Deponie Heferlbach Werte von 2,84 NI/kg TS bestimmt. Abfallproben der wesentlich jüngeren Altdeponie Kuhstedt (bis 1987) in Norddeutschland wies eine Gasproduktion von etwa 20 Liter/kg TR (Trockenrückstand) in DSR-Versuchen auf (Ritzkowski 2005).

Der gemessene TOC im Eluat überschritt bei fünf Proben die Grenzwerte (500 mg/Liter) der Deponieverordnung für die Abfallannahme für Reststoffdeponien (DVO 2008). Auf den niedrigen Wassergehalt Bezugnehmend wurde, wie schon im Methodenteil beschrieben, der ursprünglich geplante Versuchsaufbau geringfügig modifiziert: zwei der sechs DSR werden momentan ohne jegliche Wasserzugabe belüftet, um die Auswirkung des niedrigen Wassergehalts auf die Deponiegasproduktion bzw. den aeroben Abbau beobachten zu können. Bis jetzt konnten diesbezüglich noch keine signifikanten Unterschiede zwischen den bewässerten und nicht bewässerten Reaktoren festgestellt werden. Die bewässerten Reaktoren weisen eine relativ niedrige Feldkapazität von ca. 30 % auf, der etwas höher ist als der Wassergehalt beim Einbau des Materials (23,1 %, Tab. 1). Der Gesamt-Schwefelgehalt ist höher als der Gesamt-Stickstoffgehalt. Das ist höchstwahrscheinlich auf den hohen Anteil an Baurestmassen und damit auch Gips (Ca[SO<sub>4</sub>] • 2 H<sub>2</sub>O) in der Deponie zurückzuführen.

Tab. 1: Ergebnisse ausgewählter Analysen des entnommenen Deponiematerials am Standort Heferlbach, sowie des vor Ort eingebauten MBA-Materials (mechanisch-biologische Anlage) und jener Deponieproben, die in den Deponie-Simulations-Reaktoren (DSR) eingebaut wurden.

	WG [%]	TC [%]	TH [%]	TN [%]	TS [%]	TOC [mg/l]	BSB <sub>5</sub> [mg/l]
Deponie (n=56)	21,21 (0,75)	8,78 (0,30)	0,66 (0,03)	0,27 (0,01)	0,71 (0,04)	153,8 (25,91)	310,64 (58,53)
MBA (n=5)	27,74 (0,33)	23,12 (0,54)	2,70 (0,07)	1,21 (0,03)	0,59 (0,03)	1251,5 (45,43)	1157,40 (87,55)
DSR (n=18)	23,14 (0,16)	10,10 (0,15)	0,78 (0,03)	0,32 (0,01)	0,86 (0,02)	104,4 (2,93)	215,06 (4,68)

Standardfehler sind in Klammern angegeben. BSB<sub>5</sub> biologischer Sauerstoffbedarf nach fünf Tagen, TC gesamter Kohlenstoff, TOC gesamter organischer Kohlenstoff im Eluat, TH gesamter Wasserstoff, TN gesamter Stickstoff, WG Wassergehalt. Der Vertrauensbereich bei der Analyse von Gesamtstickstoff beginnt bei Konzentrationen von über 0,4 %.

#### 4 SCHLUSSFOLGERUNG, ZUSAMMENFASSUNG

Neben der Zuhilfenahme chemischer Analysen von Deponie- und Reaktorproben wird in diesem Projekt mittels verschiedener mathematischer Deponiemodelle ein umweltverträglicher Zustand der Ablagerung bestimmt. Das wird uns ermöglichen, die Intensität und insbesondere die Dauer der Sanierungsmaßnahme und dessen Auswirkungen auf den Stickstoff- sowie Kohlenstoffhaushalt der Ablagerung abzuschätzen.

Die Ergebnisse der Arbeit werden einen wesentlichen Beitrag zum Verständnis der unterschiedlichen Wirkungen von Belüftungsmaßnahmen im Labor- und Feldmaßstab liefern und dadurch eine realistische Einschätzung der langfristigen Wirkung von in-situ Belüftungsverfahren auf das Emissionsgeschehen alter Hausmüllablagerungen ermöglichen.

Bisherige Ergebnisse deuten darauf hin, dass, obwohl das Material schon über 40 Jahre alt ist, noch erhebliches Restgaspotential vorhanden ist. Rückführen lässt sich diese Tatsache möglicherweise auf den geringen Wassergehalt des Materials, was den biologischen Abbau in der Vergangenheit gehemmt haben könnte.

#### LITERATUR

- DVO (2008) Deponieverordnung. Erschienen in BGBl. II Nr. 39/2008.  
 Prantl, R. (2007) *Entwicklung der organischen Substanz im Zuge der In-Situ Belüftung von Deponien*. (Dissertation), Universität für Bodenkultur, Wien, Österreich.  
 Ritzkowski, M. (2005) *Beschleunigte aerobe In-situ Stabilisierung von Altdeponien*. Hamburg, Deutschland: Abfall aktuell.

# Verbesserte Verfahren zur Sanierung von kontaminierten Böden

L. Draganov & P. Pavlov

*University of Mining and Geology, St. Ivan Rilsky, Sofia, Bulgaria*

**KURZFASSUNG:** Etwa 0,7 % aller Böden des landwirtschaftlich genutzten Territoriums Bulgariens sind stark kontaminiert. Die zur Problemlösung durchgeführten Untersuchungen und die Adaptierung des sogenannten DCR-Verfahrens (d.h. Dispersion durch Chemische Reaktionen) zur Sanierung von mit Mineralölkohlenwasserstoffen bzw. Produkten der Erdölindustrie kontaminierten Böden haben zur Entwicklung und danach zur Patentierung des hier beschriebenen AKB (Adsorptionseinkapselung und Biodegradierung)-Verfahrens geführt.

Im folgenden Beitrag werden zunächst die Mengen an Kohlenwasserstoff-Kontaminationen verunreinigter Böden bestimmt und danach werden die Anwendungstechnologien und die positiven Ergebnisse der in situ Bodensanierung vorgestellt.

## 1 EINLEITUNG

In Bulgarien beträgt die Gesamtfläche an verschmutzten Böden, deren Schadstoffgehalte über den maximal zulässigen Grenzwerten liegen, insgesamt 43.660 ha, d.h. ca. 0,7 % des landwirtschaftlich genutzten Territoriums des Landes. Hauptquellen der Bodenkontaminationen sind in erster Linie die Schwerindustrie (z.B. Metallindustrie, Erdölindustrie) sowie Tätigkeiten zur Gewinnung und Aufbereitung von Erzen (Ministerium für Umwelt und Gewässer 1999).

## 2 UNTERSUCHUNGEN ZUR ANWENDUNG DER VERBESSERTEN DCR METHODE UND ERZIELTE ERGEBNISSE

Seit 1999 begannen an der Universität für Bergbau und Geologie in Sofia Untersuchungen zur DCR (Dispersion durch Chemische Reaktionen)-Methode. Die auf Bölsing (1998) zurückgehende Methode beruht darauf, dass durch das in situ Beimengen von hydrophobisiertem CaO und Wasser physikalisch-chemische Veränderungen in den behandelten Böden eintreten, die ihr Dispersionsverhalten (d.h. die Schadstoffausbreitung) entscheidend beeinflussen. Durch die Reaktion:



Bildet sich eine hellbraune, feinkörnige (d.h. staubähnliche) Substanz mit stark hydrophoben, wasserabstoßenden Eigenschaften, an die Kohlenwasserstoff-Kontaminationen durch Sorptionskräfte angezogen und gebunden werden, wobei es zu einem Einkapseln dieser Schadstoffe in den feinen Bodenteilchen und der  $\text{Ca}(\text{OH})_2$  Feststoff-Phase kommt. Durch die Verdichtung dieses Gemisches entsteht ein kompakter Körper, der eine ausreichende mechanische Festigkeit aufweist, wodurch von den so immobilisierten Kohlenwasserstoffen keine weiteren negativen Auswirkungen auf die Umwelt zu erwarten sind. Durch die bodenchemische Reaktion steigt der pH-Wert des Gemisches an und durch Carbonatisierung bildet sich aus dem  $\text{Ca}(\text{OH})_2$  das  $\text{CaCO}_3$ , wodurch der gleichzeitig ablaufende biologische Abbau (Degradation) der adsorbierten Mineralölkohlenwasserstoffe hin zum  $\text{CH}_4$ ,  $\text{CO}_2$  und  $\text{H}_2\text{O}$  begünstigt wird. Ein kleiner Teil der im Boden vorhandenen Mikroorganismen, welche als alkalophil bezeichnet werden, haben bei hohen pH-Werten zwischen pH 10 – 11 ihr optimales Milieu. Dies sind vor allem nicht Meerestämmige aerobe Bakterien. Die meisten von ihnen gehören zur Gattung Bacillus. Einige von



den besonders alkalophilen Bakterien sind auch halophil, d.h. salzliebend. Bakterien, deren optimales Milieu im alkalischen Bereich zwischen pH 8 – 11,5 bzw. pH 7,5 – 11 liegt sind z.B. *Bacillus alcalophilus* und *Exiguobacterium aurantiacum* (Lengeler 1994). Daraus kann geschlossen werden, dass das bei der DCR Methode aktivierte Wasser gesalzen ist und die oben erwähnten Mikroorganismen enthält. Auf diese Weise kommt die Wirkung der DCR-Methode zustande: ein Teil der Dekontaminationswirkung für Erdölprodukte (d.h. Mineralöle) im Boden ist auf ihre Sorption am Gemisch: Boden/Kalk zurückzuführen, der andere Teil auf ihren biologischen Abbau, gefolgt vom Einkapseln beim Carbonatisieren des Kalkes durch das mikrobiologisch gebildete CO<sub>2</sub>. Dies führte zur Verbesserung des Verfahrens durch die AKB (Adsorptionseinkapselung und Biodegradierung)-Methode (Draganov 2001). Dazu wurden zunächst Proben aus dem mit Mineralölkohlenwasserstoffen kontaminierten Gelände („Rampe“) der „Luköl Neftochim Burgas AG“ genommen und untersucht. Die durchgeführte Analyse für das Vorhandensein von Erdölprodukten, durchgeführt nach ISO/TR 11046, zeigte für Probe Nummer 1 einen Ölgehalt von 1.740 mg/kg und für Probe Nr. 2 einen Gehalt von 580 mg/kg an. Der Bereich der verschmutzten Böden wurde nach der AKB-Methode – wie oben angeführt – mit CaO (BSS 26-79) behandelt und danach unter Druck (1,2 bis 3 x 10<sup>5</sup> kPa) verdichtet. Nach dieser Behandlung durchgeführte Analysen ergaben für Probe Nummer 1 eine Restkontamination von 5 mg/kg bzw. für Probe Nummer 2 eine Belastung von 4,8 mg/kg. Dies entspricht einer Schadstoffreduzierung um den Faktor 348 für Probe Nummer 1 und einen Faktor 121 für Probe Nummer 2. Die hier beschriebenen Versuche zur Bodensanierung erfolgten in zwei Etappen: an drei Stellen des kontaminierten Bereichs wurden Proben genommen und unter Laborbedingungen behandelt (Probe Nummer 95, Nummer 96 und Nummer 97). Zudem wurde an Ort und Stelle unter in situ Bedingungen ca. 7 m<sup>3</sup> kontaminierter Boden nach der AKB-Methode saniert. Die Ergebnisse sind in Tab. 1 dargestellt.

Tab. 1: Behandlungsergebnisse für Mineralöl-kontaminierte Böden nach Anwendung der AKB-Methode.

Sanierungs-etappen	Probe Nummer	Anfangs Verschm. [mg/kg]	Zusätzliche Verschm. [mg/kg]	Gesamt Verschm. [mg/kg]	Verschm. nach San. [mg/kg]	Schadstoff Reduktion [%]	Waser Auszug [mg/Liter]
Labor- bedingun- gen	95	95.000	30.000	125.000	10.233	91,8	< 0,02
	96	49.000	30.000	79.000	8.000	89,9	< 0,02
	97	64.000	-	64.000	7.063	89,0	-
In situ		2.109	-	2.109	61	97,1	-

### 3 SCHLUSSFOLGERUNGEN

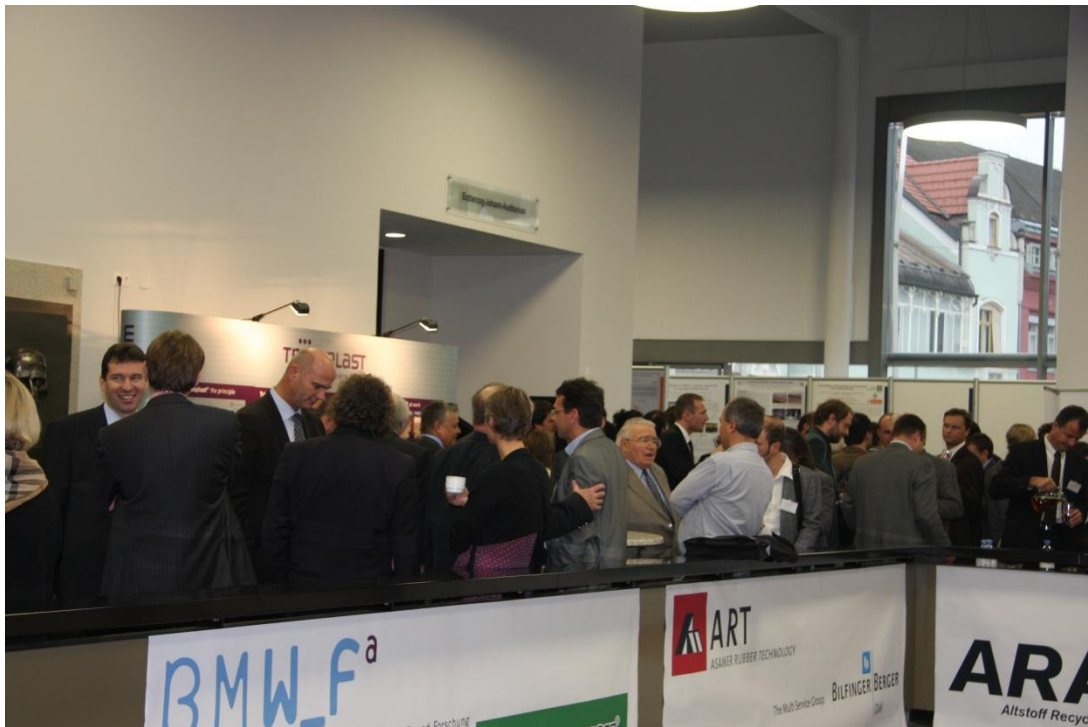
Unter Laborbedingungen wird durch die beschriebene AKB-Methode der Gehalt an Mineralölkohlenwasserstoffen in kontaminierten Bodenproben im Mittel um über 90 % reduziert, siehe Tab. 1. Bei der in situ Behandlung von mit Erdölprodukten verschmutzten Boden konnte sogar eine Schadstoffreduktion von über 97 % erreicht werden, siehe Tab. 1. Die Behandlungszeit der beschriebenen AKB-Methode liegt bei 15 Tagen, im Vergleich zu 30 – 60 Tagen für die DCR-Methode. Dies wertet die erzielten Ergebnisse weiter auf. In den sanierten Böden liegt der Restölgehalt in eingekapselter Form vor, wodurch der Austrag durch die wässrige Phase sehr gering (< 0,02 mg/Liter) ist.

#### LITERATUR

- Bölsing F. (1998) Verfahren zur schadlosen Beseitigung von Mineralölen u. mineralölnähnlichen Stoffen. Offenlegungsschrift DE 36 32 337 A1.
- Draganov L. & Pavlov. P. (2001) Methode und Technologie zur Adsorptionseinkapselung und Biodegradierung von Erdölprodukten zur Reinigung von verschmutzten Böden. *Patentbehörde der R. Bulgarien*. Staatliches Register N 106 145/26.11.2001.
- Ministerium für Umwelt und Gewässer (1999) Jahres Bulletin *Zustand der Umwelt in der Republik Bulgarien*. 1999.
- Lengeler J., Drews, G. & Schlegel, H. (1999) *Biologie of the Procaroyotes*. Theme Stuttgart, New York.



## Unsere Besucher 2010



## English Abstracts

## Perspectives of the Energy Turnaround

S. Egner, W. Krätschmer & M. Faulstich  
*Technische Universität München, Straubing, Germany*

Our modern industrial society is facing serious challenges arising from the world's growing need for energy and the predicted climate change. Energy supply as the biggest source of carbon dioxide emissions will have to undergo a radical transition towards sustainability over the next few decades. If global warming is to remain below 2 °C with respect to pre-industrial times, the atmospheric concentration of CO<sub>2</sub> has to be limited. Since the power sector is responsible for a relatively large portion of total greenhouse gas emissions, special attention should be given to its decarbonization. Thus, fossil fuels must be substituted by low or zero emission renewable energy carriers. These include biomass and hydro power, with solar and wind power as the leading energy sources of the future. As biomass is facing issues with conflicting land use and big hydro power projects are often met with resistance within the population, the long-term growth potentials of these technologies remain limited. Wind and solar energy plants on the other hand can be erected with fewer restrictions wherever the conditions are favorable. The amount of energy supplied by 100 % renewables can fluctuate widely.

In a so-called "electricity-based" infrastructure, large-scale facilities for conversion and storage of excess energy have to be implemented in order to ensure a reliable energy supply. Hydrogen from the electrolysis of water and carbon dioxide from industrial processes or refined from air can serve as raw materials for the production of hydrocarbons. In addition, this conversion of electricity into chemical energy carriers like methane opens up the possibility of supplying the sectors of mobility, raw-material production and heat with clean energy. While certain modes of transport like individual motor car traffic can easily be electrified, others like heavy duty traffic will still require liquid fuels due to their high energy density. These fuels can be supplied through conversion processes based on regenerative electricity. Similarly, other conversion products can be used as input for raw-material production.

Hydrogen for example can be substituted for coke as a reduction agent in innovative routes of steelmaking. In contrast to process-related carbon dioxide emissions, those emissions originating from energy use in the raw-materials sector can be reduced through efficiency measures and the utilization of renewable energy carriers. This is also valid for the heat sector. Usually only new buildings are required to meet bench marks regarding insulation and heat demand. The goal of saving primary energy and thus reduce emissions can also be reached through geothermal or solar thermal heat supply. Presently biomass accounts for most of renewable energies in the heat sector. Combined heat and power (CHP) systems also reduce primary energy demand.

Ultimately the question arises where fossil fuels can be substituted economically and with the greatest benefits. Each of the considered sectors shows potential for the utilization of renewable energies. In the future energy infrastructure, wind (especially offshore plants) and solar power will generate most of the energy needed for electricity, heat, mobility and raw-material production. A sustainable industrial society based on renewable energy carriers can be considered a realistic vision.

## The Future of (the Austrian) Waste Management

C. Holzer

*Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Vienna, Austria*

Our future efforts have to be focussed on the development of classical waste management into resource-management. There is a wide range from improving our sorting-technologies, strengthening the efforts for urban mining and to ensure a high quality of secondary raw materials. Especially we have to avoid dissipation of harmful substances. The key-element of a sustainable development cannot be found in waste prevention only, but in a fundamental reduction of our material consumption.

## Recycling and Incineration – Two Sides of the Same Coin

K.J. Thomé-Kozmiensky

*vivisCONSULT GmbH, Nietwerder, Germany*

The Waste Framework Directive stipulates the priorities for the design of the future full recycling economy: waste prevention – preparation for reuse – recycling – other recovery – disposal.

Recycling is of high priority, nevertheless ecological and economical limitations have to be observed.

Recycling and incineration are not in competition with each other. Both procedures complement each other and are indispensable for ecological and economical waste management.

Demands towards the full recycling economy:

- the procedures of waste treatment – material and energy recovery as well as thermal residual waste treatment – are components of homogeneous waste management systems and therefore already have to be coordinated with each other at the planning stage and
- organic pollutants have to be destroyed and inorganic pollutants have to be ejected and stored safely away from the biosphere.

Residual waste can be pre-treated in mechanical-biological waste treatment plants. By way of this procedure, incineration is not avoided, but merely moved by one procedural step. On average around 60 % of what is put into mechanical-biological waste treatment plants ends up in incineration.

Incineration is the most developed residual waste treatment procedure. The plants are environmentally friendly power plants and represent the ideal combination of waste treatment and supply.

## The Application of Ultrasonic Waves for Enhanced Oil & Gas Production

H. Hofstätter, H. Kunanz & H. Müller

*Chair of Petroleum Production and Processing, Montanuniversitaet Leoben, Austria*

The application of ultrasonic waves (US) has been well known throughout the entire industry for many decades. Non-destructive material testing, welding, metering and medical applications etc. are just some examples.

Research results achieved by the Chair of Petroleum Production and Processing at the Montanuniversitaet Leoben have clearly demonstrated that there is a wide range of application of ultrasonic waves in the oilfield as well. Productivity of wellbores can be substantially improved by using US waves, and essential contributions to overall production safety have been successfully demonstrated in the lab and in field tests.

Daily oil and gas production is usually accompanied by numerous problems based on natural, physical, and chemical phenomena. They have a significant impact on the overall economics of worldwide operations, and may cause hazardous situations, too.

Since more than 70 % of the oil produced worldwide is by definition “heavy oil”, precipitation of waxes (paraffins and asphaltenes) is known to be a serious problem in oil production and is the cause for limited flow rates, plugging of pipes, additional load on the artificial lifting equipment, and therefore abnormal wear and excessive energy consumption.

As oil usually comes along with water there is always a good chance of precipitation by scaling products, which plug the perforations as well as the near wellbore zone. In gas production, methane hydrates constitute a serious problem since they may plug chokes, tubulars and surface equipment. Another major issue in oil and gas production is phase separation (oil, gas, water).

So far, all of these problems usually are resolved by expensive borehole interventions and/or by injection of chemicals.

It could be demonstrated in the lab and in the oilfield that the use of US waves can replace chemical solutions or at least reduce the amount of chemicals needed. Therefore application of US waves contribute essentially to environmental protection and to HSE requirements in general.

## Waste Intelligence – the Potential of Waste as a Resource

H. Burger

*AVE Energie AG Oberösterreich Umwelt GmbH, CEO, Linz, Austria*

The waste industry is presently undergoing a profound change. Rising commodity prices result in higher demand for secondary raw materials. On the other hand it requires continuously more advanced recycling procedures to process the consumer waste which is steadily becoming more complex in its composition. The classic business model of a waste management company starting with waste collection until landfilling, covering every step of the value chain and striving for profit in it will be replaced as the dominant business model by an overall much more diversified business landscape due to steadily progressing specialization in every step of the waste management value chain. The efficiency of waste management and recycling processes is already a present topic and in the medium term it will gain more and more importance especially in economic terms. Instead of waste collection or disposal activities as the main cash flow generating area, the processing of waste into secondary raw materials and their marketing will gain in priority. Furthermore, the trading of CO<sub>2</sub> certificates is becoming increasingly interesting for modern waste management companies. To address and handle the upcoming profound changes in the waste management industry we need marketable and smart solutions - Waste Intelligence.



## The Specialised Certified Waste Management Companies in the Austrian Legal Framework

H. Stadler

*Obmann (Chair) Verein zur Erteilung eines Zertifikates eines Entsorgungsfachbetriebes (V.EFB), Vienna, Austria*

With the publication of an Ordinance in the Austrian Law Gazette on Mai 4, 2012 the certification for “specialised certified waste management companies” (Entsorgungsfachbetrieb (EFB)) got its finally received long desired acknowledgement by law. This ordinance is based on § 15 Umweltmanagementgesetz (Law on Management of the Environment).

The association, which grants the certification, V.EFB, is a joint effort by a number of public associations such as Verband der österreichischen Entsorgungsbetriebe (VÖEB) Österreichischer Wasser- und Abfallwirtschaftsverband (ÖWAV) and International Solid Waste Association (ISWA) Austria. It is an independent non profit association in accordance with the Austrian Vereinsgesetz (Act on private Associations), which is based on strong and strict rules.

The V.EFB is existing now for more than twelve years. It started on a voluntary basis during a quality campaign to improve the performance of the waste management industry in Austria. A crucial body of V.EFB is a specialist council (Fachbeirat) which consists of independent experts from all fields of waste management. This council assesses and approves or rejects the reports of private environmental auditors, the council’s assessment is then formally acknowledged by the board of V.EFB.

From the beginning V.EFB strived hard for this acknowledgement. Following the last three years the association negotiated with the Ministry of Environment and after some opposition and consideration to additional wishes of other interested stakeholders the association was finally acknowledged by the mentioned ordinance as an official assessor of audits equal to EMAS certification.

The acknowledgement is not only important because of the granted advantages, rather the anchorage in the law system shows that the legislator regards this certificate as a sign of quality by law (it is a private system, but authorized and recognised by the state).

Up until now, about 85 companies representing more than 200 establishments have been certified. The number of certifications has grown rapidly (for example in 2006 there were app. 50 companies). However the aim is not to certify as many companies as possible, but to bring as many companies as possible to the high standards of EFB (“Klasse statt Masse” – “class not mass”). The ordinance creates a register (list) for companies, considered to be equal to EMAS certified enterprises. This concerns “Entsorgungsfachbetriebe”, Responsible Care Companies and ISO 14001 certified companies. Therefore requirements for this registration are stated, like the submission of a valid certification, a recommendation by an acknowledged EMAS auditor and a Report on Environment (Umweltbericht) as well as the confirmation of payment of the fees for registration. The challenge for the association is now to adapt the rules to all requirements of law, to negotiate the open details with the ministry of environment (also the form of the fee). Of great importance and crucial will be to communicate the new situation to the certified companies, to interested applicants, authorities and also the interested public.

## Quo vadis Legal Compliance

R. Piller

*AVE Österreich GmbH, Wien, Österreich*

R. Payrhuber

*AVE Österreich GmbH, Wels, Österreich*

True to the maxim „who is going to pay all this, who has that much money?“ everyone involved has to put up with the question of where the journey of affordable legal compliance will lead, considering that in the case of the AVE Österreich GmbH alone an annual expenditure of Euro 1,000,000.--/year (not including investments) is necessary.

When analysing the legal demands due to valid contracts that Austrian customers of the AVE Österreich GmbH, by customer groups like industry, general business and municipalities, have, the following becomes clear: non-compliance in legal issues causes decreases in annual turnover in the tens of millions.

On the open market, however, competitors selling below cost have to be dealt with. It is left to others to assess to what extent legal compliance can be ensured there.

From AVE Österreich GmbH's point of view it is clear that the Austrian waste industry is strongly committed to legal compliance. Therefore, further market participants are required to optimise the legal framework for this industry.

The ministry, the Austrian Economic Chamber and interest groups have to put up with the question of how much they did in recent years to protect companies operating in the waste industry.

AVE Österreich GmbH wants to give some impulses to make one think:

- Are site-specific visualizations of mass flow using STAN necessary in times of EDM reporting?
- Is the fee schedule for certified waste management companies (Entsorgungsfachbetriebe) reasonable in times of equivalent environmental management systems?
- How do customers of the waste industry get to differentiate between the specific requirements for each certificate?
- What is the public administration's point of view on waste management plans and on the Trade, Crafts and Industry Act 1994 (Gewerbeordnung 1994) § 82b Verification Certificate (Prüfbescheinigung) ceasing to apply?
- Nationwide uniform enforcement of the legal framework.

## Boundary Conditions for the Use of Tunnel Excavation Material

D. Resch

*G. Hinteregger & Söhne Baugesellschaft m.b.H, Salzburg, Austria*

R. Galler

*University of Leoben, Chair of Subsurface Engineering, Leoben, Austria*

Currently, a large number of tunnel projects are being designed or built in Austria. This will create large quantities of excavation material, which so far have been generally used for filling or tipping.

The use of excavation material can save resources of mineral raw materials and also reduces the negative impact of a tunnel construction site on the environment, for example through the reduction of transport distances and required areas for landfill.

The use of excavation material depends greatly on the rock properties and the demand for mineral raw materials.

The method of excavation has also a significant effect on the usability of the material. Considering the excavated material, there are differences in the product from TBM and NATM tunnels regarding grading distribution, grain shape and chemical properties.

The amount and timing of the resulting excavated material are also dependent on the tunneling method. The different advance rates mean that any intermediate stockpiles and processing plants have to be sized accordingly.

Tunnel spoil material is mentioned explicitly for the first time in the BAWP 2011. According to this, it can be used underground as fill or recycled as a construction material.

The relevant guidelines of the construction materials recycling association can be applied for the implementation of the processing. In the medium term, however, it must be the aim that tunnel spoil material is not simply used as a recycling material but is equivalent to a primary raw material.

## Exergy Balance of Material Recycling and Energy Generation of Waste Materials: Case Studies

G. Jungmeier & J. Pucker

*JOANNEUM RESEARCH, Energy Research Graz,  
Austria*

G. Schmidt

*Saubermacher Dienstleistungs AG, Graz  
Austria*

R. Pomberger

*Montanuniversitaet Leoben, Institute of Sustainable Waste Management and Technology (IAE), Leoben,  
Austria*

The Saubermacher Dienstleistungs AG is active in the field of waste management and is interested in an energy and exergy balance of the material recycling and energy generation of different waste materials, to find out, what is the most appropriate waste management option. The aim is to find out the frame work conditions under which the material recycling or the energy generation makes more sense and if the exergy balance gives different results compared to the energy balance. For the following four case studies – aluminum, waste plastic, waste paper and household waste – the comparison was made based on life cycle assessment (LCA) and the main influencing factors were analyzed. The exergy and energy balances were analyzed based on a life cycle assessment, which is a method to estimate the environmental impacts of a product in its entire life cycle – “from cradle to grave”. Starting with the type and amount of energy (e.g. heat, electricity) and auxiliary materials used the amount of primary energy was calculated, which are necessary for the waste treatment options. All the different primary energy carriers including the heating value of the waste are included in the energy and exergy balance of the material recycling and energy generation of the considered waste materials in the four case studies.

The following results were obtained for the case studies:

- The comparison of the material recycling and energy generation of waste materials can only be done based on a life cycle perspective.
- The comparison must be based on the same amount of waste material (e.g. 1 t) and the same amount of services provided by the waste management option (e.g. x MWh electricity, y MWh heat, z t product) which means that within the system boundaries of the material recycling an energy system and in the system boundaries of the energy generation a product system must be added.
- The cumulated primary energy demand calculated on a life cycle bases of the different waste management option can be used to assess the energy and exergy efficiencies.
- In general the assessment of the exergy efficiency leads to the same results compared to the energy efficiency in the comparison of the different waste management options.
- Aluminum: the recycling of aluminum has significantly higher energy efficiency than the production of virgin aluminum.
- Household waste: The energy and exergy efficiencies of the energy generation from household waste are similar in the cement industry and in waste incineration plants. The efficiency in cement industry is significantly higher, if only electricity and no district heat is produced in the waste incineration plant. In contrast a high utilization rate of the heat from the waste incineration plant gives a higher efficiency compared to the use of household waste in the cement industry. The results strongly depend on the electric and thermal efficiency of the waste incineration plant.
- Waste plastics: The energy and exergy efficiencies of the energy generation from waste plastic are only slightly higher compared to the material recycling. If most of the waste plastic can be recycled to new products and the energy demand of recycling is low, than the energy and exergy efficiency of material recycling of waste plastic might be higher compared to the energy generation.
- Waste paper: The energy and exergy efficiencies of the energy generation of waste paper is only significantly higher, if the unused wood in case of material recycling is not used for energy and remains in the forest for natural oxidation.

## Analysis of Well-Established Life Cycle Assessment Software Tools

C. Gallien

*Montanuniversitaet Leoben, Leoben, Austria*

The increasing focus of companies on energy and resource efficient production such as the reduction of operational load and disposal highlights the need of detailed material and energy balances. By using a life cycle analysis – which includes these balances – it's possible to increase essential the company's profitability and so contribute to sustainable development.

The worldwide increasing amount of waste and emissions has a strong impact on the natural life-balance of humans as well as for flora and fauna. The greenhouse gas emissions came up to 80.1 Mio. t-CO<sub>2</sub> eq (Umweltbundesamt 2011) in 2009. The increasing pressure on industrial companies to reduce their amount of waste and emissions produced causes a large amount of requirements to product- and service processes. By using life cycle analysis it's possible to visualize the current material and energy flows fact which rather allows defining the problem areas. The aim of this study is to establish, which life cycle assessment software tools -by reference to specific operation criteria is the most appropriate to create a material and energy analysis in a company. The assessment of these software tools will be carried out with a use-value-analysis. Before performing this analysis a case study was developed, which included the most important functions, to give a good introduction in the way life cycle assessments work. The further step was to establish the software tools that most of all support the development of energy and material balances. This step was based on literature review. Tools which are only used as data base or simply create graphical mappings were neglected from the analysis.

The simplified case study was mapped in the programs Umberto, SimaPro and STAN. The comparison of the software programs has shown that the results of the same parameters were almost identical. This analysis was the basis for developing the list of criteria. These parameters serve as aid for the selection of the most suitable software according to the consumption of the company. The use-value-analysis as valuation method is the most relevant methodology for a decision maker to compare different choices. Therefore it's possible to analyze easy complex contents. The developed excel-tool represents the flexible use-value-analysis, which is based on determining as well as analyzing main criteria and sub criteria. The parameters evaluation takes place in a percentage solution, while the main criteria as well as each sub criteria together hold 100 %. The result of the use-value-analysis shows the main impact, because of the evaluation. The ranking of the three software programs according to the use-value-analysis were Umberto with 379 points, SimaPro with 349 points and STAN with 287 points. Therefore it's shown that Umberto reached the highest use-value, because the development of the inventory provides the best functions to establish a detailed material and energy analysis. The software STAN reached only the third place although this software enables a suitable material and energy balance due to the fact that it disposes less additional functions than the complete data import. If the use-value is confronted with the costs then the software STAN reaches the best use-value, because this software is for free. It's obvious, that the use software tools for material and energy analysis offers has decisive advantages and can considerably support the decision making process. Especially the possibilities of a simple comparison with the aid of an evaluated list of criteria, the defined degree of target fulfillment and the depiction of the cumulative use-value are distinguished. Basically the different software programs offer similar functions and show under same conditions almost identical results. The developed excel-tool for the use-value analysis can serve as basis for decisions in companies. Therefore it's possible to determine the problem areas, because of the different material and energy consumption in departments. By doing this, it's possible to contribute towards eco-efficiency.

## Carbon Footprint and Energy Balance of Different Methods in the Treatment of Biodegradable Waste

W. Müller, A. Bockreis & M. Ortner

*University of Innsbruck, Waste Treatment and Resource Management, Innsbruck, Austria*

Composting is still the most relevant process for the treatment of biodegradable waste. During the last decade further methods attracted increasing interest. Namely these are the techniques of fermentation and combustion, which both focus on the production of energy. However these processes imply higher technical expenditures and different outputs are generated.

The target of this publication is the ecological evaluation and comparison of four different methods in the treatment of biodegradable waste. “Greenhouse gas emissions” (CO<sub>2</sub> equivalents) and “cumulated energy demand” have been chosen as impact indicators. Following four treatment concepts have been specified for the comparison:

- Concept 1: Composting,
- Concept 2: Biological drying for the production of biomass fuel fractions,
- Concept 3: Full fermentation including a post-rotting of the solid fermentation residues and
- Concept 4: Fermentation with a conveyor dryer for the fermentation residues.

To ensure a direct comparability the same amount of waste (40,000 mg/a biodegradable waste) and composition have been modeled for all concepts concerned. For the life cycle impact assessment (LCIA) adequate impact categories had to be defined. Positive and negative environmental impacts were taken into account in the balance as credits and debits.

The following steps of the process line have been assessed:

- the biological treatment (fermentation, composting),
- the transport of the produced outputs to the appropriate treatment facilities and
- the material and thermal utilization of the outputs.

In all four concepts the added value to the disposal of the waste is the production of renewable energy (electricity and heat) from biomass. In addition biogas is being produced in concept 3 and 4. Furthermore the recovery of the compost includes the supply of nutrients the substitution of humus. The liquid digestate of concept 3 serves as liquid fertilizer.

All concept show a clear positive environmental impact, which means the ecological credits outbalance the debits. Therefore all four concepts can be recommended from an ecological point of view.

The full fermentation including an aerobic maturation of the solid fermentation residues (concept 3) generates the highest net credit. This is due to the high energy conversion efficiency of biogas to electricity and heat. .

Concept 1 (composting) and 2 (biological drying for the production of biomass fuel fractions) are performing alike concerning the impact categories greenhouse gas emissions (CO<sub>2</sub> equivalents) and the cumulated energy demand. Although concept 2 achieves higher ecological credits for energy recovery, concept 1 achieves better results for the compost produced, which has a higher organic matter. The least favorable result in the balance was found for concept 4 (fermentation with a conveyor dryer for the fermentation residues) because of fuels required for the conveyor dryer. Assuming the availability of surplus heat for the dryer concept 4 is performing better than concept 1 and 2, but not as good as 3.

It can be concluded that there is no concept is superior to the others. Rather the overall result depends on the specific conditions and assumptions used. This in turn means that composting is still playing a relevant role in the treatment of biodegradable waste.

## Austria's New Assessment Method for Remediation Options

M. Ortmann

*Kommunalkredit Public Consulting GmbH,  
Vienna, Austria*

W. Frühwirth

*Denkstatt GmbH, Vienna, Austria*

G. Döberl

*Environment Agency Austria, Vienna, Austria*

According to the guidelines of National Austrian Remediation Fund an options appraisal is required to obtain financial resources for taking remedial actions in order to select the option gaining "a maximum of ecological effects under acceptable costs". However, up to now neither an ecological-economic assessment methodology nor the criteria to be assessed have been standardized. Therefore the Austrian Ministry of Environment ordered the development of an appropriate assessment tool from the authors' institutions aimed to become mandatory to use when requesting resources from the National Remediation Fund.

Following an extensive literature review, available assessment methods and tools were evaluated regarding suitability, transparency and flexibility. A modified Cost-Effectiveness-Analysis (MCEA) was identified as the most appropriate assessment method. Classical CEA are commonly used in the public sector to identify the most advantageous among different options. Ideally, it is the alternative combining least costs with the highest effectiveness in fulfilling specific objectives. Since 2012 the application of the developed assessment tool based on MCEA is mandatory when performing a remediation options appraisal.

In a first step the remediation options to be assessed have to be selected. Based on a pre-screening of potentially applicable technologies (or combinations of technologies), those have to be identified, which have the potential to meet the remediation target. Given this minimum requirement, options to be assessed have to be suitable in technical and legal terms, too.

MCEA consists of an effectiveness assessment on the one hand and an assessment of corresponding costs on the other hand. Effectiveness assessment displays the effectiveness values of an alternative regarding different objectives. Summing up the weighted values according to the objectives leads to a total effectiveness value for each alternative. The costs of an alternative are assessed in monetary terms. Finally MCEA provides a total effectiveness-cost-ratio for each option enabling a ranking of options.

One major prerequisite to perform an effectiveness assessment when applying MCEA is the definition of a set of objectives or goals to be fulfilled by the different options. Austria's relevant stakeholders in contaminated site management have been involved in a process resulted in a hierarchical system of goals consisting several levels. The goals of the uppermost level („overall objectives“) and their weighting were derived from national laws, guidelines and other relevant documents:

- Objective 1: „Ecology“ (Weight 60 %): Maximizing the ecological benefit,
- Objective 2: „Local Development“ (Weight 20 %): Improving the framing conditions for local development and
- Objective 3: „Project Stability“ (Weight 20 %): Maximizing further aspects (in addition to ecology, economy and local development) of sustainability.

As the assessment of costs is a separate step within MCEA (see above), the costs are not included in the system of goals. In order to support the application of MCEA in practice, a Microsoft-Excel-based IT-tool as well as a manual has been developed, providing information on the practical application and instructions. Both are available for free in a German version at the website ([www.umweltfoerderung.at](http://www.umweltfoerderung.at)) of the authorized body in charge of managing the funding in contaminate site remediation.

Implementing the methodology may be seen as one basic element for the efficient use of public and private resources in future contaminated site management in Austria.

## Waste Management in China – Development and Challenges

M. Nelles & T. Dorn

*University of Rostock, Rostock, Germany*

K. Wu

*Hefei University, Hefei, China*

Currently about 1.35 billion people live in the People's Republic of China, which corresponds to about 20 % of the world population. The waste management is under construction, thereby the development is very dynamic like in most other economic sectors. For example the waste incineration has to be mentioned, which has been massively expanded in the recent years. In 2009, 47 waste incineration plants were in operation, which burned the municipal waste and until the end of 2011 there were already about 120 waste incineration plants. This capacity increase is equivalent to the entire current incineration capacity of Germany. But the majority of the accruing waste in China is still landfilled.

Against this background, the University of Rostock is committed since ten years in China and operates with the University of Hefei the Chinese-German Centre for Environmental Technology and Knowledge Transfer (CETK). In summer 2007 the CETK was selected by the government as Anhui competence centre in the field of waste management/waste technology. Since then the CETK accompanies the development of the waste management in Anhui (approx. 65 million inhabitants) and leads pilot projects in other Chinese provinces.

In the current 5-year plan (until 2015) the waste management measures take a special place. Because of the diverse environmental problems, which are caused by the landfills and the operational problems at the waste incineration plants, it is particular about to implement functioning overall systems for waste management. For this purpose a variety of activities and pilot projects (e.g. separate collection and recycling of biowaste, integration of MBT systems including production of solid recovered fuels for coal-fired power plants or the cement industry) are currently running in China. For example, 1,009 municipalities were selected, in which the introduction of the separate collection of biowaste was started in the end of 2011. Within this context, the construction of 50 biogas plants for the biowaste from private households and restaurants is planned. In the next section the MBT activities in China will be discussed.

The municipal waste in China consists of more than 60 % of organic (leftovers, leaves, grass, wood and animal components), as well as of packaging material and between 10 – 20 % of ash and mineral fine material. The water content in the waste varies depending on the origin, waste type and time of year, but the average amounts between 40 – 50 %. The significant part of waste paper, scrap metal, waste glass and plastic is already covered and sold by private collectors. Thus, the part of high-caloric and recyclable materials in the waste is already very low.

In consideration of these specific conditions a whole range of practical applications for in Germany established MBT technologies result, which have to be adapted and developed. In particular the following areas have to be mentioned, which are discussed in the article:

- pre-treatment before disposal to minimize the environmental pollution, especially the methane emissions from landfills,
- pre-treatment before the waste incineration plant to raise the heating value and therefore to ensure an independent incineration and
- generation of solid recovered fuels (SRF) for industrial furnaces such as coal-fired power plants, cement industry and SRF power plants.



## PPPs in Central and Eastern Europe

P. Hodecek  
Vienna, Austria

### MAJOR DRIVERS FOR PPPS IN CEE

Rapidly deteriorating public budgets have a very negative impact on public services like waste management and its necessary infrastructure. Operational costs of modern treatment plants cannot be covered due to existing low municipal disposal fees in Central Eastern Europe (CEE). Its results are outdated, respectively not well equipped treatment plants – mainly landfills.

But Eastern Europe is facing major investments due to existing low environmental standards and increasing pressure of the European Commission (EC) in order to implement European waste legislation within the next five to ten years.

Additionally, prices for municipal solid waste (MSW) services are – globally - strongly increasing due to higher transport costs (fuel), demand for separate collection of organic waste and sorting of recyclable waste and the necessity to avoid landfilling of biodegradable waste.

### DEMANDS FOR PPPS IN EE

Public Authorities expect free available financial funds in order to improve their waste management service quality, to increase technological and environmental standards with the same or even lower fees for citizens. Those financial resources can be supplied by a private investor, who is mainly interested in opening new markets for further growth.

Public Authorities mostly call for preservation of control of public services but at the same time they want to transfer the operational risks to the private partner. On the other hand private investors look for a long-term business with stable profits, transparency and fair competition. Creating a PPP-model might therefore lead to a win-win-situation for both sides: the public and the private partner.

### CONCLUSIONS

Environmental sound treatment of MSW requires high investments especially in Eastern Europe. Thus PPP-models can help forcing:

- to make public services more cost-effective and efficient,
- to increase acceptance of citizens towards waste management services,
- to establish separate waste collection with modern logistic-systems and low-emissions-truck,
- investments into good equipped new landfills,
- pretreatment of waste for recycling or reuse in order to reduce biodegradable waste for landfilling and
- investment into incineration plants (long-term-view).

## Waste Treatment in Jordan with Focus on Energy Production

A. Bockreis, I. Schneider

*University of Innsbruck, Waste Treatment and Resource Management, Innsbruck, Austria*

M. Albanna

*German Jordan University, Jordan*

Currently, solid waste treatment in Jordan relies on dumping or landfilling wastes. Due to the importance of the emission of greenhouse gases from these processes, it is necessary to at least improve the landfills with landfill gas, leachate collection and treatment systems. More effective would be the implementation of an integrated waste management system with a source separate collection of different waste fractions, and their recycling and specific treatment. With this a contribution to climate protection with avoided greenhouse gas emissions is possible. For specific waste fractions specialised treatments should be used. This article discusses the treatment of olive cake and animal waste.

Jordan's municipal solid waste generated per capita has been estimated as 0.8 kg/day. Depending on the infrastructure and population density, the rate varies between 1.0 kg/day in big cities and 0.6 kg/day in small cities and rural area (Alfayez 2003). Furthermore, the municipal solid waste generation growth is estimated at 3 % per year (METAP 2010).

According to ALFAYEZ, solid waste collection in Jordan is carried out by municipalities and few communal services, with subsequent transfer of the waste to 25 landfills and open dumps throughout the country (Alfayez 2003). Currently there is no source separate waste collection from households. The collection rate is estimated at 90 % in urban areas and 75 % in rural areas (EcoConsult 2008). In general, disposal facilities elsewhere in the country are not fully engineered but operated in ways that reduce nuisance factors. Composting exists only on a pilot basis. Recycling is undertaken by the informal sector (METAP 2010).

The composition of municipal solid waste in Jordan is dominated by the organic fraction. About 50 – 70 % of household waste can be attributed to kitchen waste. In comparison, in Austria and Germany organic waste contributes approximately 30 – 40 % to the total amount of municipal solid waste. The amount of paper is in the range from 11 – 17 %, followed by plastic with an amount of 5 – 17%. At least glass, metal and others were calculated together to max. 12 %. Further than municipal solid waste in Jordan, a considerable quantities of animal (5.3 million to e.g. from poultry, cattle and sheep) and olive waste (27,000 to olive cake) are produced annually.

Organic wastes are usually treated biologically, in general by composting or fermentation. While composting mainly produces a hygienic and pathogen free fertilizer, the additional production of biogas will be the main advantage of anaerobic treatment. By treating poultry manure in a biogas plant, it is really important to take attention of the mix ration of all input materials. Because of a high nitrogen content of poultry manure, it is necessary to feed other major input sources to avoid inhibitions of the anaerobic process. Several experiments with different mixture of substrate were done in order to determine the quality of biogas.

Regarding the usability and processing of olive cake, different treatment options can be chosen. Beside the biological treatment of olive cake through fermentation (80 – 97 Nm<sup>3</sup>/to fresh material), an incineration and thermal treatment ( $H_u \sim 18$  MJ/kg) could be an alternative.

Furthermore, it is necessary to prove/investigate the economic aspects by choosing a sustainable and best efficient waste management and treatment technology. A balance due consideration of the market prices (material sources, energy, etc.), investment and operational costs according the requirements in Jordan are essential.

## Waste Management 2030 – Four Scenarios and How to Use Them

S. Kreibe, T. Pitschke & M. Schneider

*bifa environmental institute, Augsburg, Germany*

O. Bischlager

*Bavarian State Ministry of the Environment and Public Health, Augsburg, Germany*

The Bavarian State Ministry of the Environment and Public Health asked bifa environmental Institute to carry out a scenario analysis of the Bavarian waste management for the year 2030. The results can be transferred to other regions with similar situations. 60 experts from waste management and other fields were integrated in the process. An extensive amount of data was analyzed using software tools.

25 key factors proved to determine the long-term future of the Bavarian waste management. With these factors four scenarios were developed:

- Policy first: policy as the engine of sustainable management,
- Markets first: markets drive innovation,
- Glocalization: regionalization of the European Community law and
- Sustainability last: politics of the day rather than strategy.

Finally, the influence of the scenarios on waste streams, disposal structures, environmental effects and costs were estimated.

The scenarios can be used in many ways such as the identification of own strategic weaknesses and strengths or changes in power and interests of other actors. The developed scenario kit can also be used to work out an own specific scenario as a basis for strategy development. Finally it can be used to develop new business strategies in creative workshops.

## Treats and Modeling the Copper System

I. Gröticke & S. Gäth

*Institute of Landscape Ecology and Landscape Planning, Chair of Waste and Resources Management, Gießen, Germany*

Currently, almost one-fifth of the world's population uses approximately 75 % of its global resources. The per-capita consumption in various nations demonstrates this imbalance very clearly: An average for example American, uses 10.7 kg of metals per year; an Indian only 0.24 kg.

In the future, developing countries in particular, will increase their demand for metals because of their expanding infrastructure, telecommunications, etc. Economic development will play an important role in stock markets the world's metal supply and demand. For this reason, the expected prices in metal exchanges will be of great interest. However, the parameters that have influenced, that still influence and that will influence price developments and movements remain unknown. Important determinants include scarcity, the balance of supply and demand, stock levels, political and social developments, and investment levels. One of the most crucial aspects will be the economic growth associated with the progress of level developed, developing, and developed countries. Currently, many experts assume that prices for metals like copper will rise markedly in the future. Observations of past and recent fluctuations at the world's stock exchanges support these assumptions. These volatilities result from up- and downturns of supply and future expectations.

On closer considerations, it is obvious that there will be a scarcity of global reserves of some metals and energy disappear materials in the next 50 years. For example, zinc, lead, copper, nickel, or crude oil could as primary raw materials. It is thus necessary to explore new paths for ensuring the world's metal supply.

One option might be to use the resource potential of municipal waste landfills. Especially in the 1960s to 1980s, waste was deposited without any separation or recycling. These disposal sites are anthropogenic deposits with enormous resources but also many environmental toxins, which should be reused or rendered harmless. Several studies have shown that the deposited resources may ensure the German demand for several months to years, depending on the raw material. Among material revalorization, the energetic use also plays an important role, so material cycles are completed and a reduction of consumption of energy-intensive primary resources may be achieved. This emphasizes that landfill mining is one way to ensure a sustainable future.

## Is Waste Management (still) at the End?

H. Klampfl-Pernold, G. Schmidt & M. Heigl

*Saubermacher Dienstleistungs AG, Feldkirchen bei Graz, Austria*

Waste management is the one industry sector that is traditionally located at the end of our economic system. In this position, and its function to compensate and minimize our society's impacts on human health and the environment due to the inefficient use of resources, we simultaneously create the legitimacy of any waste of resources. However, the objective of creating a recycling society can only mean that waste management functions have to be carried out not in the end, but at all corners and non-existent ends of the various (product) life cycles.

The transition to maturity of an industry sector regarding its competitive structure is accompanied by some relevant changes. Starting with a slow growth, which is also reflected in an increased competition for market share, the concentration of the competitors on cost and service, the necessarily cautious expansion of capacity and personnel, the more difficult starting point for the development of new products and applications, the increase of global competition to the point of the temporary or permanent decline in industry profits, require the market participants to face new challenges. This classification of waste management as a highly developed mature industry does not stand in conflict to the currently emerging dynamics. Quite the contrary the industry has reached a major turning point at which the future significance of the waste management industry will be decided. The central question is if the waste management industry's innovation efforts just lead to a delay of the negative aspects of maturity or if it succeeds in moving the known boundaries of the industry leading back into a new phase of expansion. It is therefore a critical development stage in which the consequences are related to the strategic reactions and decisions as well as the organizational structure of the existing industry participants.

Waste Management as we know it has to face some major key challenges. Its future development in terms of an adjustment within the medium term can only imply to bring a comprehensive material flow management into an integrated relationship to all life cycle stages beginning with raw material extraction, production, consumption/use, and recycling & treatment. Functions and jobs of waste management therefore no longer just take place at the end but in the sense of a commodity management of resources increasingly at every corner of the various life cycle stages. From this perspective there is a variety of potential expansions of existing value chains for a waste management industry that has reached an end with its single most important creation of value, the disposal service. The ability of the waste management industry to build, maintain and utilize existing and potential of future success thus determines more than ever its role in a sustainable economic and social system.

## Industrial Pellet from Logging Residues and Other Woody Waste Products

M. Wellacher

*Komptech GmbH, Frohnleiten, Austria*

The European Union decided in its Directive on the Promotion of the Use of Energy from Renewable Sources to cover at least a 20 % share of energy from renewable sources in the Community's gross final consumption of energy in 2020. Among the renewable sources solid biomass plays the most important role. This leads towards a growing demand of machines and systems for the preparation of woody biomass fuels. The Komptech GmbH is developing such solutions.

The aim of the project was to produce an industrial pellet out of alternative materials from solid biomass. Thus the share of the gained biomass fuel from the input material should be raised against the falling share of material left for composting. By means of a technical trial the feasibility of a proposed treatment process should be verified. The purpose of the industrial pellet is its use in incineration plants from 100 kW up to 100 MW like co-firing coal power plants.

The ash content in solid biomass is responsible for the wear in the pellet and briquette mills. For the trial the undersize of logging residues was chosen because it is easily available and shows a moderate ash content. The multistage treatment process was not available at one site. So a cooperation with the following enterprises was established: Naturgut GmbH, Andritz AG, Danish Technological Institute, KWB Kraft und Wärme aus Biomasse GmbH and KCO Cogeneration and Bioenergy GmbH.

The chosen feedstock was the 0 – 20 mm screen fraction out of a shredded biomass fuel made from logging residues. Originally the fraction was intended for composting. The material was screened again at 9 mm by means of the star screen technology because there is a correlation of the grain size fraction with the ash content. The lower the grain size the higher the ash content. The 9 – 20 mm fraction showed an ash content of 8 %. Within a belt dryer this fraction was dried from 50 % dry substance towards 90 %. Industrial pellets and briquettes were produced. The pellets were incinerated in test plants to analyse their combustion behavior. Compared with conventional pellets the industrial pellets showed an elevated NO<sub>x</sub> emission as well as an increased ash production. In general the combustion was successful. Despite the visible needle content had given reason to expect difficulties regarding the ash melting behavior and the SO<sub>2</sub> and Cl emissions there were no problems detectable.

The most important properties of the industrial pellets and briquettes were:

- Industrial Pellet: 650 kg/m<sup>3</sup> bulk density, 8 % water content, 8 % ash content, 3,1 MWh/m<sup>3</sup> energy density.
- Industrial Briquette: 630 kg/m<sup>3</sup> bulk density, 20 % water content, 8 % ash content, 2.4 MWh/m<sup>3</sup> energy density.

The recommended process from this trial is the briquetting because the technical process is easier and less expensive compared with the pellet production. However the wear on the pelletizing mill was rather high. It is expected that the wear on the briquetting mill is lower due to the smaller specific surface. The surface ratio between pellet and briquette is 1:7. Nonetheless the specific energy density for briquettes was lower than the one for the industrial pellet due to the unusual water content of 20 %. The reason was the insufficient drying step during the trial. It is expected that the energy density can be raised at dry substance contents of 90 %.

## Process Efficiency in the Sorting of Solid Waste Materials

T. Pretz, A. Feil, N. Schmalbein & N. Bauerschlag

*Department of Processing and Recycling, RWTH Aachen, Germany*

The relation between efforts and benefits determines a main criterion for the economic and technical evaluation of processes. Optimizing processes in waste treatment facilities therefore requires a sufficient database with regard to the single processing steps applied. Only with this knowledge available the efficiency of processes can be improved. In this context parameters such as mass flow and yield of valuable materials and the increase in purity are most common for mechanical processing of waste materials. Depending on the type of process and specific type of waste these parameters can either depend on concentrations of specific materials or additionally on characteristics such as particle size. This approach and the gathered results are introduced for the processing of two different types of waste. One of the main findings within the analysis carried out for the two examples was the fact that the efficiency of processes depends on the parameters of specific process steps or on prior steps that alter the characteristics of the material and thereby the content of valuables in the processed mixture.

The first example focuses on the recovery of plastic materials from mixed residual waste. In this case each step in a processing line was analyzed in order to determine the loss of target material and establish the overall efficiency. While this could also happen through a simple input and output analysis, the detailed approach offers the chance to evaluate where losses of valuable materials occur in the processing line and determine the theoretical efficiency correction potential for the processing steps applied.

In the second example the impacts of a comminution step on the content of chunky wooden waste from separately collected biowaste has been analyzed. The chunky wooden waste was defined by minimum particle size. While an initial comminution is necessary for the processing of the biowaste (e.g. steady material flow), it impacts on particle size and can thereby result in a reduction of material matching the definition of chunky wooden waste. Considering this process efficiency in matter of yield valuable materials can be effected by manipulating the materials characteristics.

The findings from both examples underline the necessity to have a detailed perspective on the different steps in a processing line in order to analyze the efficiencies and determine the potential for improvement.

## Options to Optimize the Collection of Recyclable Fractions in Bavaria

C. Daehn

*Bavarian Environment Agency, Augsburg, Germany*

The implementation of the EU Waste Framework Directive into German law was carried out with the new recycling law (Law on Closed Substance Cycles – “Kreislaufwirtschaftsgesetz”) that came into force on the 1<sup>st</sup> of June 2012. This also contains regulations to improve the use of valuable materials in the waste. In addition to guidelines for the collection and recycling of certain recyclable fractions the introduction of a single recycling bin (“Wertstofftonne”) is discussed. This discussion is of particular interest for Bavaria, because more than 1,600 recycling centers play a major role in the collection of recyclables – also for packaging waste.

The following explains which systems for collection of recyclables are currently available in Bavaria and the successes achieved. Based on the bavarian waste management law the 96 administrative districts and district-free cities are responsible for the disposal of waste. These corporations have to assure the disposal of the arising waste and to do an annual report. This report has to contain data about the character, origin and source of the arised waste and its recycling or disposal. These data are compiled to the bavarian annual waste report (Abfallbilanz) by the Bavarian Environment Agency (Bayerisches Landesamt für Umwelt – LfU).

Based on the analysis of this annual waste report since 1991, there is no significant change in the magnitude of the total waste amount (500 kg/habitant per year). Compared with the past the amount of the waste disposed is cut in half and the amount of the waste recycled is duplicated and reached 338 kg/habitant per year inn 2010. The recycling rate in Bavaria is with more than 70 % constant over the last ten years. Residual waste amounts are still higher in urbanised areas compared with rural areas. Even if in urbanised corporations the highest reduction of residual waste can be achieved. Beside there are further significant differences not only in total waste amount thus in the recyclable fractions and in residual waste: In the most cases the differences are due to differences in the waste removal offer of the individual corporation.

In the moment 78 from 96 corporations offer a biological waste collection with a pick-up system. We assume that a large part of the 16 corporations that so far do not offer a separate collection of biological waste, will introduce this well before 2015. At this time 57 % of the population from 65 corporations are connected to pick-up systems (yellow bag or yellow ton) to collect lightweight packaging (plastic, aluminium, tin plate and composite packaging). Further the “waste paper ton” is offered in 78 corporations. Basically the collection of recyclable fractions in pick-up systems leads to higher amounts of these fractions compared with brings systems.

The waste balance shows, that with more convenient collection systems, the amount of collected recyclables can be increased. Therefore it seems sensible; to expand pick-up systems for the important and frequently occurring recyclable materials (biological waste, paper and light packaging). For recyclable materials that are incurred less frequently however, bring systems and also recycling centers in our view still make sense.

We are doubtful whether we can achieve great progress with a new recycling bin. The goal at this time is the acquisition of additional 7 kg/habitant per year metals and non-packaging plastics. Metals are already captured, both by collecting and sorting-stations, but also in the treatment of incinerator ash. These quantities would be likely to reduce. Furthermore, it seems questionable whether mixed plastics from different backgrounds and ages with unknown ingredients are suitable a high quality recycling. If there is only a recovery as a substitute fuel, the expense for such a recycling bin is questionable. We think the discussion how this bin can be organized and whether it makes sense, will be with us for a while.



## Food Waste Generation in Germany

F. Schneider, S. Lebersorger & S. Scherhauser

*BOKU-University of Natural Resources and Life Sciences Vienna, Institute of Waste Management, Vienna, Austria*

J. Barabosz, G. Hafner & M. Kranert

*University Stuttgart, Institute for Sanitary Engineering, Water Quality and Solid Waste Management Stuttgart, Germany*

Based on a study which aimed to calculate the generation of food waste in Germany along the food supply chain (FSC), to estimate the share of prevention, to demonstrate the causes of food waste as well as to design measures for food waste prevention in Germany, the paper focuses on generation and composition as well as on data gaps which lead to uncertainties in the estimations. The food supply chain was investigated starting from food industry to private consumer as agriculture was out of scope. Main information source were national and international literature review, statistical data, survey results and study reports. To complete information some experts were interviewed and additional spot surveys were conducted (e.g. questionnaire within food industry, sorting analysis at supermarket). "Food waste" includes all organic waste generated during production, processing, preparation and intake of raw and processed food. Food waste was further divided into

- avoidable food waste: still fit for human consumption at the time of discarding or would have been edible if had been eaten in time,
- Partly avoidable food waste: generated because of different consumer habits (e.g. bread crusts, apple skins). This category also covers mixtures of avoidable and unavoidable waste (e.g. leftover food, canteen waste, etc.) and
- Unavoidable food waste: usually arises when food is being prepared.

According to the available data in 2012 between 8 and 15 million tons of food waste are generated per year in Germany. The data show large uncertainties especially with respect to food industry and food trade. At the industry food waste is sometimes defined as food waste and in other cases (if recycled by other companies) listed as by-products. Thus, the data basis often is difficult to comprise as a whole. In addition, only few data are available for single companies which cannot be extrapolated to the whole economy. At the level of trade only one study could be partly used which was published 2011 by the EHI Retail institute GmbH on behalf of the food trade industry. It assumes that 1.1 % of the business volume is lost per year which equals to 310,000 tons per year. Further investigations were not possible. With respect to bulk consumer food waste between 1.5 and 2.3 million tons per year were estimated. The largest share contributes the catering industry, in-company catering, accommodation sector, retirement and nursing homes, schools, and hospitals. Food waste from universities, children care facilities, prisons and military were estimated less than 41,000 tons per year. The private household generates between 5.8 and 7.5 million tons of food waste per year including amounts wasted into municipal waste streams as well as home-composting, disposal into the sewer and animal fed.

The avoidable share of food waste was hardly to estimate for all levels of FSC due to a lack of data. Nevertheless, for bulk consumer 1.1 million tons of food waste was considered avoidable. On the household level data availability was better and thus more detailed results could be achieved. On average 47 % equal to 3.14 million tons respectively 38.4 kg per capita and year could be avoided, 18 % equal to 1.2 respectively 14.7 kg per capita and year could partly be avoided. The results show that there are a lot of data gaps with respect to generation and composition especially on level of food industry and trade. Publicly available data with clear and consistent definitions do not exist in Germany as in other countries. Also important basic information e.g. with respect to number of sold meals are not available for bulk consumer. On household level more data can be found but difficult to compare due to varying methodology and definitions.

## Food Waste from Production, Distribution and Consumption

M. Merstallinger & W. Hauer

*Technisches Büro HAUER Umweltwirtschaft GmbH, Korneuburg, Austria*

Food losses occur in connection with production, postharvest and processing stages along the food supply chain. Food losses at the end of the supply chain are rather called food waste which refers to retailers and consumer behaviour. Food waste has become more important during the last years, especially in connection with ethical and social considerations and with waste management.

Although there had been some analyses of the proportion of food waste in municipal waste in some regions of Austria, no reliable data revealing information about the food waste for the whole country existed. In 2010, it was the first time that an analysis of municipal, bulky and commercial waste was done to measure the amount of food waste in the whole country. At the same time, some investigations into food waste as part of organic waste were carried out.

To obtain reliable data, the whole country was divided into five clusters. On the basis of statistical information, each of the 2,358 municipalities of Austria was assigned to one of these five clusters.

During a period of six months, more than 1,360 samples were taken from the municipal waste all over the country, with a total weight of approximately 29,000 Kilograms, and analyzed. Furthermore, 1,236 containers of bulky and commercial waste with total weight of 3,950 tons and a volume of 22,750 m<sup>3</sup> were assessed.

The proportion of food waste in the municipal waste in Austria amounts to 7.8 % of the mass or in total approximately 106,000 tons. This total weight also includes packaging. Without packaging, the total weight of food waste amounts to 96,000 tons.

The percentage of food waste in bulky and commercial waste totals between 1 and 2 % or 12,000 tons and 25,000 tons.

On the whole, the proportion of food waste in the municipal, bulky and commercial waste in Austria lies between 110,000 tons and 120,000 tons per year.

According to a study published by the FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations), one third of the edible parts of food produced globally for human consumption is lost or wasted. In low income countries, food is mainly lost during the early and middle stages of the food supply chain and only little food is wasted at the consumer level. In medium and high income countries, food is wasted to a large extent, meaning that it is thrown away while it is still suitable for human consumption, as the analysis in Austria has proved.

## Food in Household Waste – Amounts, Indicators and Economic Relevance

F. Vaak & S. Gäth

*Institute of Landscape Ecology and Landscape Planning, Chair of Waste and Resources Management, Gießen, Germany*

Wasting food is an increasing subject for discussion because of increasingly importance of the food and resources security. This master thesis gives answers and insights to food waste related questions, but most importantly to the question which amount of food waste emerges in domestic households in Germany.

Social-demographic attributes were considered and elaborated in conjunction of the amount of occurring food waste.

A solid data basis was established with a selection of 30 domestic households in the area of Schmalkalden-Meiningen in Thuringia and were interviewed and equipped with a self-provided questionnaire. All those questions give the reader an appropriate understanding about the social background and food habits of the participants. Permanently captured data of the entire wasted food was collected within a time period of 4 weeks and supports the dedicated data basis.

The most significant outcome of this thesis is seen in total amount of 3.3 kg of food was wasted per head, which is equal of wasting Euro 7.40 per head without getting any goods or services in return. The highest share of 43 % is linked to fruit and vegetable waste, far behind followed by drinks with a share of 15 %. Also 15 % of bakery products were wasted and ready meals or mixed products had only a share of 12 %. Foods with the lowest wasting portion were sweets and nibbles.

A relation between wasted food and social-demographic factors such household sizes, age, income, number of children was not identified. However, the research shows that an increasing education level helps to decrease the amount of food waste. In addition shows this study that environmentally conscious participants have a strong relation to the amount of food waste.

In the end was discovered that shopping receipts have a supportive function to reduce food waste. These receipts can be used to track and transfer all information about purchased goods in a kind of a diary. This is than to expand people's consciousness of food wastage and as conclusion to reduce the overall wastage of food.

## Strategies for Collecting Lightweight Packaging Waste from Households: Environmental Impact, Cost and Acceptance

T. Pitschke; M. Kroban & M. Schneider  
*bifa environmental institute, Augsburg, Germany*

In cooperation with the ZAK Kempten and the Mittelstands-Institut at the University of Applied Sciences Kempten, bifa Environmental Institute has accomplished a comparison of the waste-collection of lightweight packaging, plastic, composite and metal at the recycling centre with the kerbside collection in a “yellow bag” respectively mixed with other recyclables in a “recycling bin”. Examined were the environmental impacts as well as costs of these collection strategies and acceptance among the general public. This study has been carried out on behalf of by the Bavarian State Ministry of the Environment and Public Health and the ZAK Kempten.

Comparing the collecting systems, a co-mingled collection of lightweight packaging in a bag delivered at the recycling centre proved to be the most eco-efficient method for the ZAK Kempten. The eco-efficiency of sorted packaging collection at the recycling centre is similar to the kerbside collection scenarios. Comparing these kerbside collection scenarios, no significant difference between the eco-efficiency of the “yellow bag” and the “recycling” bin could be determined.

In addition to the eco-efficiency analysis a survey among citizens was conducted. This research shows that a kerbside collection system is the most appropriate system to collect lightweight packaging from house-holds. Within the various recycling collection systems most people, especially younger ones, would prefer a “recycling bin”.

## Sensor-Data Based Tour Optimization for Waste Disposal

S. Stummer, G. Kiechle & K.-M. Edlinger

*Salzburg Research Forschungsgesellschaft m.b.H., Salzburg, Austria*

G. Schweiger

*Fagus Consulting GmbH, Neulengbach, Austria*

This paper describes the work of a research project in the area of tour optimization for waste disposal. In the project, a prototype of a planning system will be developed that uses online measurements from waste containers for the dispatching of waste disposal vehicles. The system will be evaluated in a pilot-test. Waste container measurements such as fill-level and temperature will be integrated into a mathematical planning-procedure to calculate and visualize optimal routes for daily, demand-driven waste disposal using large containers.

3.8 million tons of waste accumulate in Austria for private households alone. The project will develop innovative methods to make the process of waste collection significantly more efficient by replacing the prevailing, static collection plans by a dynamic, demand-driven approach. Data concerning the fill-level of containers are partly already available – the challenge now is to utilize their unique advantages for the planning of collection-tours. Continuous data transmission and the integration thereof into a planning system make demand-driven container visits possible. Tour plans can then be optimized on a daily basis, allowing a dynamic response to the actual amount of waste and current obstacles such as building sites nearby. This will improve vehicle utilization and prevent empty trips. The consideration of sensor data alone can already help to reduce the amount of driven kilometers and thus reduce the burden on the environment. This effect can be improved by the use of tailored optimization techniques, which calculate the most efficient tours while considering all necessary constraints, and subsequently visualize the results.

The consortium is made up of experienced developers of optimization-processes with a lot of know-how in project management, GIS-specialists for the analysis and visualization of data, as well as experts from the waste-disposal industry and the developers of container-sensors. Together with the application-partners, who will test and give feedback for the planning-system prototype in the evaluation phase, the project will realize the following goals:

- Collect and evaluate the online-sensor data from containers (position, fill-level, temperature, etc.),
- Model the problem, including the use of current data,
- Develop and implement tailored procedures to calculate optimal collection-tours,
- Develop the prototype of a planning-tool to support the daily planning of vehicle tours for waste collection,
- Visualize the optimal routes and
- Work together with potential users of the product to optimize the usability of the developed solution.

The project is a collaboration of four partners and is funded by FFG and BMVIT.

## Intermunicipal Cooperation for Waste Disposal

A. Krenn

*City of Leoben, Department for environment and civil engineering, Leoben, Austria*

The requirement for the operation of municipal waste disposal within the legally defined jurisdiction of municipalities in the Province of Styria is favorable costs, just-in-time service and law conformity. Municipal departments for waste disposal are primarily subjected to competitiveness when compared with privately run disposal companies. Given this, the town of Leoben, as the holder of its own company for the collection of municipal waste, examined the efficiency of the urban waste disposal in multiple key projects. The analysis of the results already showed existing free capacity, but also a number of additional possibilities for optimization. A reconstruction of the container system, of the choice of transport routes and of the transport fleet was included. The additional calculated efficiency potential and the already existing free capacity, principally enable us to choose between two possibilities. The first option was to look at reducing the number of personnel and vehicle fleet for waste disposal in Leoben the second option was to offer any free capacity to the neighboring communities that do not have a suitable infrastructure of their own.

Important factors affecting the decision were public procurement regulations, the evaluation of existing contracts with private disposal companies and above all the comparison of disposal costs.

This comparison showed obvious advantages of cooperation between communities and a step-by-step approach was made towards this solution. The formation of a general administration office seemed to be necessary and useful from the point of public business procurement. An agreement was made between the City of Leoben and two adjoining communities that said that after expiry of existing disposal contracts in the two neighboring villages, Leoben would take over the disposal of residual waste, organic waste and waste paper. As the former disposal company did not agree to the takeover of its containers, it was necessary to provide new waste containers. We had to ensure that the new containers were installed “just in time”, i.e. coordinated to the time of the old containers’ removal.

Since 2011 the collection of all residential waste in the adjoining communities has been performed by the Leoben waste disposal department. The previous waste removal services in Leoben had totalled 595,000 collection units, and were now increased by approximately 55,000 collection units. An increase of about 9 % for the neighboring communities raised the total amount of container disposal collection units up to 650,000.

For the two neighboring communities the reduction in the expenses for waste disposal was over 30 %, compared with the disposal costs that had to be paid to the private disposal company. On the other hand, Leoben as the owner of the disposal department, has gained a revenue of more than Euro 100,000 without any additional expenditure on staff or vehicles.

Summarizing, it can be stated that the cooperation between the communities resulted in a remarkable economic advantage for all three partners. The planning and the implementation were accepted unanimously among all partners concerned and their particular interests considered. Furthermore it was proven that municipal companies can also be run economically and successfully and that they can be competitive when compared to private companies.

## Raw Material Index (RMI) – An Index to Characterize the Content of Raw Materials in Different Products

S. Gäth

*Justus-Liebig-University, Professorship for Waste and Resources Management, Giessen, Germany*

Complex products like cell phones offer many different ingredients, mostly metals, in varying concentrations. Usually these ingredients are limited raw materials and the scarcity of these resources worsens. As a consequence the use of raw materials has to become more carefully. The biggest problem is that it is impossible to compare the rareness.

The Raw Material Index (RMI) could be a solution of this problem. It combines the concentration of the containing metals with the element-specific rareness. The sum of the individual data adds up to the RMI. In this context the value of rareness is comparable to the criticality, which considers different indicators and which is already used in Germany.

The presented examples of different cell phones illustrate the approach and the significance. It is also possible to use the RMI for the evaluation of recycling rates and recycling depths.

## The Recovery Paradox – New Complexity in Waste Management

U. Gelbmann

*Institute of Systems Sciences, Innovation, and Sustainability Research, University of Graz, Graz, Austria*

Recently in waste management a transition from mere providing disposal facilities to also serving as a feedstock platform has occurred, creating a lot of confusion in the market. This confusion was named “recovery paradox” by the author. The implications of the paradox gain more and more importance in the waste market. „Waste management” becomes an issue taking place on a meta-enterprise level. To reduce to effects of the paradox is the task undertaken by this paper, in order to help structure a market that is less and less homogenous and give advice how to reduce the complexity. The paper tries to answer the following questions:

- Which are the prerequisites for dealing with wastes as products?
- What do the „new“ waste markets look like and who are the actors?
- How can we structure transactions with wastes?
- Which are the implications of the recovery paradox?
- How can a waste enterprise deal with these implications successfully?

The paper is conceptual; the method is based upon secondary research of literature and on a plethora of discussions and (un)structured interviews with experts from science, waste industry and productive plants. Most of the interviews were evaluated by qualitative methods.

In waste management, actors have started perceiving new potential for success and see themselves in a new way: Providers of waste disposal services do no longer just provide services tailored to their customers’ needs, but are also large productive units having technologically sophisticated means to change the bigger part of wastes into input goods again. The new opportunities also make actors in waste management close ranks: If enterprises who have up to now disposed of their wastes realize potential benefit from waste, they might diversify their sales program and start forward integration. Vice versa there are enterprises which have up to now used primary resources or former „wastes“ collected (and preprocessed) by waste enterprises. They might realize their potential to process and sale “former” wastes themselves. Altogether this can trigger the entry of a plethora of new competitors into a market that formerly used to be small and well-arranged. Accordingly the market will become confusing, highly interdependent; and a new way of exchanging goods (“transaction design”) will come into being.

Performing transactions with wastes typically implies that both the actual “product” (the waste) and the payment flow from the waste producer to the waste company while the service “disposal” flows from waste company to waste producer. The positions of supplier and customer soften in the new competitive situation. It can no more be determined unambiguously who is the supplier and who the customer. Taking this to its extremes, purchasing a disposal service might equal providing valuable input goods. This creates the interesting effect that one transaction involves “two” producers and “two” customers: The producer of the waste and the producer of the disposal service, the customer of an input resources and the customer of the disposal service. It is thus no longer possible to distinguish whether there is a service or a product at the center of the transaction, which creates the recovery paradox. This demands turning away from traditional management and marketing concepts and adopting a combination of procurement and disposal activities on both side. The appropriate means is especially dissolving two dichotomies: The one between “procurement” and “distribution” and also the one between “service” and “product”. The author does so by applying means of New Institutional Economy like the principal-Agent-Approach. This can help structure the confusing situation and to provide waste companies with an approach to implementing the new requirements into their management.



## Re-Use Versus Recycling: Selected Comparisons

G. Obersteiner, S. Scherhauser & A. Pertl

*Institute of Waste Management, University of Natural Resources and Life Sciences, Wien, Austria*

Informal waste collection – picking up recyclable materials from the waste stream in order to make a living by processing or reselling secondary raw materials or goods – is well known from developing countries but also occurring in Europe. If something is not used or does not work anymore it ends up as waste. In our modern consumer society people rarely think of these items as being valuable. For informal collectors this waste – actually re-usable items – has a great value. The formal system of modern waste management, on the other hand, also depends on revenues from recyclable fractions for the funding of their necessary infrastructures. Some wastes are more costly than others and many times the decisions made concerning re-use, recycling or disposal are not governed by environmental and waste prevention awareness, but much more often are based on economic demands.

The project TransWaste ([www.transwaste.eu](http://www.transwaste.eu)), a project within the CENTRAL EUROPE programme co-financed by the ERDF, provides the opportunity to investigate the potential environmental benefits and burdens of possible re-use and recycling options of parts of the often neglected bulky waste stream.

Within the project the environmental benefits or burdens of 13 so called indicator products were investigated. Those indicator products represent items that are mainly collected by informal waste collectors in Central Europe and cover the whole array of collected goods from small and big WEEE to furniture or bulky sports equipment. In the presented paper the results concerning environmental benefits or burdens of three selected indicator products (Plastic garden chair, PC, wood panel) are discussed.

The results of the environmental assessment show that the informal scenario has in most cases less environmental burdens than the formal scenario. The reason for it is the avoided production of reused items in the informal scenario. Also the different and often more environmental burdened end of life phase in Hungary where reused items are brought to, are not influencing this result. This avoidance of the production phase can therefore compensate the given higher burdens in the end of life phase. Even the illegal disposal, which is considered in the informal scenario for 30 % doesn't influence the total results.

## Demonstration Project for Metal Shavings and Sludge Treatment

F. Neubacher, G. Kurz & M. Ritter

*UV&P Environmental Management & Engineering, Vienna, Austria*

The European Union is extremely poor in terms of primary metal resources such as Chromium, Nickel, Cobalt, Manganese, Molybdenum, Vanadium, and Wolfram – all important elements for steel alloys, but also of Aluminum, Titanium and Copper, as well as precious metals and rare elements. Thus the recovery of various valuable metals must be made the highest priority for recycling and in secondary production. The 1<sup>st</sup> and 2<sup>nd</sup> Law of Thermodynamics are absolutely valid and must also be observed in recycling operations, particularly for separate collection at source, specific separation and processing technologies, and maximum recovery based on individual alloy recipes in the most appropriate metal melting processes with a minimum of losses. The future-oriented EU-Directive 2008/98/EC on Waste indicates the need for innovations and new project implementation.

Metal shavings and sludges (e.g. from grinding, honing, lapping) are typically contaminated with emulsified oils necessary for cooling and lubricating in the various machining processes. Therefore such potentially valuable wastes are to be handled as potentially hazardous wastes. There is strong probability of contamination by more than 2 % hydrocarbons, as well as the high potential for water pollution due to emulsified oils attached on the metal surfaces. However there are only incomplete and non-cohesive statistics on the tracking of such – potentially valuable and environmentally hazardous – metal wastes due to the practice of collecting these often relatively small amounts generated in individual workshops in the form of mixed metal wastes. The phenomenon of material losses in waste disposal is sometimes referred to as the fate of “vagabonding” materials. The worldwide most advanced demonstration project MSSB, Metal Shavings and Sludge Treatment (= Behandlung in German) was developed jointly by the regional scrap recycling company KUTTIN RECYCLING (part of the SCHOLZ group), the worldwide leading press-machinery manufacturer, ATM RECYCLINGSYSTEMS, with consulting engineering provided by UV&P Environmental Management and Engineering based in Vienna, and the Mining University of Leoben.

Technical features of the innovative MSSB demonstration project include

- Separate collection and environmentally safe handling of the specific metal wastes in special covered containers (in cooperation with partners),
- Mechanical sorting of oversized and breaking of long types of metal shavings in newly developed machinery (some high strength alloys show extreme wear in shearing),
- Separation of oil and oil-emulsions from the controlled mix of the individually pre-sorted and mechanically processed shavings and sludge in a special centrifuge (with 600 times g),
- Briquetting in a high pressure machine with compacting force of up to 900 tons in order to produce valuable metal briquettes with a typical diameter of 180 mm and 20 kg weight for recycling in the specific designated metal melting processes at highest efficiency,
- Recovery of specific oil-emulsions and oils for re-use or waste-to-energy and
- Effective measures for noise-abatement in all mechanical and material handling processes in order to project neighbors and workers according to strict legal standards.

The demonstration project includes a program for further scientific and technical optimizations throughout the next three to five years. The installed treatment capacity of six tons per hour is likely to be sufficient for a surrounding region of 300 to 500 km, thus covering all of Austria (except Vorarlberg and Tirol in the far West), part of Northern Italy, Slovenia and Western Hungary.

## Investigations on the Oxidation Kinetics of Garage Waste in a Differential Cycle Reactor

H. Kern & H. Raupenstrauch

*Chair of Thermal Processing Technology, Montanuniversitaet Leoben, Leoben, Austria*

The self-heating of bulk material is a major point to be considered in hazard analysis especially for waste management and waste treatment companies. The self-heating potential for bulk material mainly depends on the composition of the material itself and on systemic influences like the geometry of the storage area, weather conditions or the storage temperature. The chemical oxidation at low temperatures is besides microbiological activity the main reason for the self-heating and auto ignition of bulk material. Data from the measurement of the chemical and biological oxidation kinetics can be used as basis for the simulation of storage areas by computational fluid dynamics.

The measurement of the low temperature oxidation kinetics is carried out in a differential reactor, which is characterized by a small amount of sample material, isothermal conditions and very low turnover rates. Due to the fact that chemical oxidations reactions at low temperatures show very low turnover rates themselves, the experimental setup is laid out as a cycle process. The differential cycle reactor is used to determine the oxidation kinetics of pure substances and mixed input material. The oxidation kinetics is measured by the analysis of the carbon monoxide (CO) and carbon dioxide (CO<sub>2</sub>) production rate at different temperatures. Usually a temperature range from 310 K up to 370 K is investigated.

Waste materials from workshops contain significant amounts of grease and oil as well as residuals of metal dusts or chips dispersed on the surface of paper or cloth material used for cleaning purposes. The large surface combined with the fine dispersion of grease and oil accelerates the chemical oxidation significantly. To determine the influence of the oil and grease content on the oxidation kinetics, measurements of paper samples with different contents of oil were carried out in a differential cycle reactor. The results of the investigations were compared with the oxidation kinetics of garage waste material with diameter range from 0 – 30 mm.

The investigations showed that already relatively small amounts of oil in the paper samples lead to a significant increase of the CO and CO<sub>2</sub> production rates. In the course of this study cleaning paper samples with oil contents from 6,7 % up to 23,7 % were investigated. The results were compared with a sample of garage waste with an oil content of about 15 %. The oxidation kinetics of the garage waste is comparable to the paper samples with similar oil contents.

## Studies on the Explosion Behaviour of Dusts Occurring in Waste Treatment Facilities

K. Held, C. Kerschbaumer, C. Spijker, H. Kern & H. Raupenstrauch  
*Chair of Thermal Processing Technology, Montanuniversitaet Leoben, Leoben, Austria*

The use of waste as a raw material is already routine in many industrial sectors. To get resource out of waste materials different ways of treatment are necessary. First steps in waste treatment facilities are controlled crushing of the input material for further separation processes. During breakup and manipulation besides the desired product size also a finest dust fraction is generated. For burnable material there is a hazard of this fine fraction to cause dust explosions.

To assure the implementation of the right safety systems the knowledge of the explosion behaviour of the occurring dusts is necessary. On the one hand it has to be act on the assumption that the dusts in recycling plants are combustible, on the other hand the combustible dusts are mixed with coarse grained and inert particles, which embarrass the explosive properties. To specify dusts occurring in waste treatment facilities properly, the determination of safety characteristics as well as the knowledge of the impact of the influencing factors is needed. Furthermore it is desirable to attribute explosion characteristics to physical dust properties as detailed, that it is possible to predict the explosion behaviour of dusts just because of specific properties.

For the identification of the explosion hazard as well as for the comparison of explosion behaviour of dusts from different waste treatment facilities experimental investigations to identify the influencing factors were done. Different waste treatment facilities all over Austria got sampled for dust deposited on the facility components and filter dust of exhaust systems. It had to be proofed if the explosion behaviour of dust samples in one plant varies with time and how explosion behaviour changes within one plant after several treatment units. After these investigations a comparison of the explosion behaviour of the different waste treatment plants followed with respect of the physical properties of the different dust samples and the processing steps they run through.

The dust samples were investigated in order of their explosion characteristics. These analyses mainly took place in a Siwek 20-Litre chamber for the determination of maximum explosion pressure rise,  $K_{max}$  value and maximum explosion pressure. Important influencing factors are, inter alia, humidity, grain shape, grain size distribution and inert fraction. Due to the fact that humidity of the generated dusts change with outside conditions, all samples were dried before analyse. Therefore kind of worst case analyses concerning humidity were done.

It could be shown that generated dusts in one plant can vary in their grain size distribution over time, but the variation in their explosion behaviour is negligibly low. This dispels any worry of seasonal variation in explosion behaviour and the reproducibility of the explosion characteristics is satisfying. Also comparison of dusts within different plants showed good correlations. Especially the quite high inert content (40 – 70 %) in the dust samples has strongly inhibiting influence on the explosion behaviour.

At these investigated dusts from waste treatment facilities it is remarkable that the presence of coarse particles inhibits the explosion intensity immensely. Further investigations concerning this effect to be safety relevant in the light of segregation effects have to be done.

## Safety Management in Operations and Production

W.E. Schroeder

*Economics and Business Management, Montanuniversitaet Leoben, Leoben, Austria*

The importance of occupational health and safety (OHS) in general, but also the importance of OHS in relation to production-related areas is classified to be very high in our society. On the one hand, the effects of industrial accidents are a massive threat for people and environment in many cases, on the other hand, the impact on affected companies is usually far beyond the material damage.

The safety of the plant assets is mainly influenced by the safety of the individual system components and their interaction with each other, including the necessary organizational system and the human factor. Research findings on safety reveal that the human factor plays a fundamental role in an organizations' safety performance.

Nowadays, the human factor is considered to contribute to accidents occurring by over 80 %, due to the high reliability of electronic and mechanical components and the new role of human operators in complex systems. Employees are the last barrier against risks, and their behavior is critical for avoiding both material and personal losses. However, unsafe worker behavior is frequently the result of latent failures in the organization and management systems that predispose workers to act unsafely.

Not only heavy accidents, also near misses disrupt the workflow in industrial processes and generate substantial economic losses. Moreover, repeated disruptions are identified as precursors or warning signs of accidents. Because of the possibility of major accidents occurring, near misses should be treated as a serious warning that a significant accident could occur.

Unsafe and dangerous behavior is also linked to poor or lack of organizational rules and an inadequate safety management system. A safety management system reflects the organizations' commitment to safety, and it is an important ingredient in employees' perceptions about the importance of safety in their company. This system comprises a set of policies and practices aimed at positively impacting on the employees' attitudes and behaviors with regards risk, thereby reducing their unsafe acts. Its aim is to raise awareness, understanding, motivation and commitment among all workers. Thus, the safety management system can be regarded as an antecedent of the firm's safety climate, with this being understood as the employees' attitudes and perceptions about the importance the organization attaches to safety.

In the paper the most important dimensions for an adequate OHS management are identified. Then a model is outlined that will contribute to the described requirements for a safety management system for production-environment. This basic model is a framework that can be individually designed according to the requirements of a company's OHS management.

## Risk Analysis During the Synthesis of Nanosized Particles by Ultrasonic Spray Pyrolysis

S. Stopic, A. Schwinger, J. Bogovic, M. Spinnraker & B. Friedrich

*RWTH Aachen University, IME Process Metallurgy and Metal Recycling, Aachen, Germany*

Nanosized particles were prepared by ultrasonic spray pyrolysis at the IME, RWTH Aachen University. Ultrasonic spray pyrolysis is a single step process mostly used for the generation of aerosol from a dilute aqueous metal salt solution, resulting in the production of metal particles with a narrow particle size distribution. The transformation of aerosol to particles contains: evaporation, precipitation from solution, thermal decomposition and sintering. The formed aerosol droplets are transported from ultrasonic chamber to the reactor. After the evaporation in gas atmosphere the particles were decomposed to a solid particle. The sintering of particles represents the final step of solid particle formation. The collection of particles was performed in an electrostatic field.

The Failure Modes and Effects Analysis (FMEA) is analytical methodology derived from Quality Management for analyzing potential reliability problems early in the development cycle where it is easier to take actions to overcome these issues. The main aim is detection and prevention of mistakes in system in order to minimize mistakes. The potential mistakes were analyzed using ultrasonic spray pyrolysis process for the synthesis of nanosized particles of silver. It is concluded that one potential can be used in order to eliminate the mistakes during the scale up. The behavior of metal nanoparticles concerning to the explosion potential was discussed.

# Decomposition of Flat Display Panels by Use of Laser Technology

S. Flamme, G. Walter & K. Eckstein

*Laboratory for waste management, municipal water management and environmental chemistry (LASU) of university of applied sciences, Münster, Germany*

Our economy increasingly depends on metals and minerals, which are present on earth in only low concentration. Waste electronic equipment contains strategically relevant metals and minerals and is therefore an important source for recovery of secondary raw material.

Flat display panels (FDP) have largely replaced Cathode Ray Tubes (CRT). The vast majority of flat display panels (more than 75 %) are based on LCD (Liquid Crystal Display) technology. The future relevance of FDP based on so-called OLED (Organic Light-Emitting Diode)-technology cannot be predicted precisely but it is likely that it will displace other display-technologies.

The change of technology from CRT to FDP entails challenges in recycling questions:

- The amount of waste rises in foreseeable future.
- Flat display panels with LCD technology contain large amounts of hazardous mercury, which carries a risk for employees in treatment plants.
- By law components, which contain hazardous substances, have to be removed before recycling.
- Plastic and metal components are valuable, e.g. LEDs contain critical metals like gallium.

In recent years, the sales of FDP have boomed. This results in increasing amounts of waste and makes it necessary to build up greater capacities for recycling.

Regarding this at Laboratory for waste management, municipal water management and environmental chemistry (LASU) at university of applied sciences in Münster (Germany), the recovery of materials from FDP by use of laser technology is explored.

The research objectives are a high added value of single fractions, minimizing of health risks for employees and to gain economic efficiency of the treatment.

During the project flat-TVs (LCD and PDP) (Plasma Display Panel), computer monitors and Notebooks are considered.

On the basis of published sales volume and other literature sources a dynamic calculation model to forecast the development of waste amounts has been created. Therefore the future market has been estimated in two scenarios. Through average weights and lifetimes the amounts of waste have been calculated.

Depending on the scenario the quantity of waste will range between 167,000 tons (around 2024) and 205,000 tons (last year of forecasted period 2030).

## Optimization possibilities at a current EAG-plant

A. Curtis  
*Saubermacher Dienstleistungs AG,  
Feldkirchen bei Graz, Austria*

S. Lukas, G. Kreindl  
*Institute for Sustainable Waste Management  
and Technology (IAE), Montanuniversitaet  
Leoben, Leoben, Austria*

H. Schwarz, A. Schmid  
*Montanuniversitaet Leoben, Chair of Mineral Processing, Leoben, Austria*

A current operating treatment plant for electronic devices and waste electronic equipment was tested in terms of its optimization potential and expandability.

In order to be able to plan further treatment steps, a detailed analysis of the existing plant is necessary. In the course of a material flow analysis, a material balance and an energy balance (input/output balance) involving all significant material flows was conducted. It included a sorting analysis, a sampling and an evaluation as well as the presentation of the chemical analysis (e.g. research of heavy metals) using the material flow analysis software STAN.

The aim was to determine which parts of the recyclables in the waste electric equipment are actually recovered and which exploratory grade is reached. Additional research was also conducted to examine how many and what kind of hazardous substances had been extracted or, as the case may be, not extracted during the sorting process and what fraction of hazardous substances, not extracted, can be detected.

It was also tested which disposal paths the recovered fractions actually take and whether it is reasonable to plan additional treatment steps.

After shredding with a transverse current brake spanner, the material introduced in the plant is to be sieved at 12 mm and is to be extracted from the recyclables. The enrichment is carried out by means of a magnetic separator and by implementing manual sorting. Besides undergoing the sieving process (fine material), the resulting material (residue) was examined in the course of this work on further recyclables. The results of this work are based on technical testing, which are based on shredding, magnetic separating, eddy current separating near-infrared separating and laboratory technological testing as well. Viewed in combination with the summary of the material analysis they influence the proposals for an optimized extraction of the recyclables. It is possible to declare the magnetic material at 6.8 – 7.2 % and the non-ferrous metals (NF) at about 9 % of the shredded residue as recyclables. The sorting of the plastic material at hand makes up a proportional mass of 21 %. The remaining material shows a mass percentage rate of copper of 2.5 – 4 %. As far as the fine parts are concerned, the focus lies on the high ferromagnetic potential of about 14 %. The coarse parts which were found in the course of the shredding process, pose a significant challenge regarding the shredding of the extraction. The results of the studies have been integrated in the conception of the extension of the EAG-facility which is opened in autumn 2012.



## Estimating Material Composition of WEEE Streams

M. Dos Santos, M. Weinlich & T. Leitner

*KERP Research Elektronik & Umwelt GmbH, Vienna, Austria*

M. Spitzbart

*DRZ Demontage und Recyclingzentrum, Vienna, Austria*

Electrical equipment, such as those collected at municipal WEEE collection points or as input for treatment plants, usually are a mix of a variety of different kinds of devices, types and models. Furthermore, most of the collected types of equipment are of a very complex device structure. In addition to casing, they consist of mechanical parts and electronic components, which in turn have a very diverse composite material composition. Besides iron, nonferrous metals, a variety of non-metallic components of some electronic devices contain precious metals and rare earths, which enjoy against the backdrop of resource efficiency, particularly topical discussion. In addition, most devices contain hazardous components, which must be removed and disposed off in a controlled manner.

These extreme complexities make it difficult to determine the material composition of mixed Waste Electrical and Electronic Equipment (WEEE) composite inputs or make it impossible to determine in practice the content of certain materials or substances with reasonable effort.

This reported project aims at developing a database-focused approach for estimating the material composition of complex composite input streams and the systematically data collecting on all relevant WEEE recycling processes.

This database makes it is possible to model different variants of the process without extensive pilot plant tests, and enables simulations for different input compositions. Furthermore, quality related market factors can be evaluated more easily.

Within this project, small electronic appliances (according to the Elektroaltgeräteverordnung EAG-VO, Austrian Ordinance Regulating the Handling of Waste Electrical Equipment and the Waste Management Act) streams have been determined (2009 – 2012).

The device classification has been done in accordance with the WEEE Guideline, EAG-VO, etc. Up until now, 600 dismantling analyses of small appliances, 120 product models (material composition) as well as the investigation and definition of 60 assemblies have been done. The results enable the specific material composition (i.e. plastics, metals, Fe, non Fe, motherboard, hazardous, materials, etc.) in electronic devices as well as other defined fractions (i.e. cable, assemblies, etc.) to be determined.

The project offers a variety of other application areas and valuable assistance for the following activities:

- Expansion of existing WEEE recycling facilities or designing of new systems for specific catchment areas.
- Assessment of the impact of measures like sorting in specific groups of devices prior to the first treatment.
- Analysis for determining the allocation of metals and plastics for material balances.

## RecoPhos and Other Thermo-Chemical Processes for the Recovery of Phosphorus from Sewage Sludge

M. Rapf

*University of Stuttgart, Stuttgart, Germany*

H. Raupenstrauch

*Chair of Thermal Processing Technology, Montanuniversitaet Leoben, Leoben, Austria*

The RecoPhos process, which will be developed in an EU-funded international research project starting in March 2012 with ten partners from research, small and middle size as well as multi-national industry, aims to recover phosphorus from sewage sludge and its ashes by a reaction chemically similar to the one used for the industrial production of white phosphorus and the related thermal phosphoric acid (Woehler-process in an electric arc furnace).

Sludge ash is a substance mixture evidently suitable as raw material for the Woehler reaction. It contains a relatively high amount of phosphates (average 13 %), also silicates as the necessary flux agent is contained in the ash. Additionally, most ashes contain iron as a wished main constituent – the presence of iron can reduce the phosphorus yield of the Woehler reaction significantly.

Out of this reason, the classical electric arc furnace process cannot use sludge ashes with high iron content. Because of the large dimensions of the melt bath, the evaporation of the reduced phosphorus is kinetically inhibited, with the consequence that a big share of the phosphorus will form an alloy with the elemental iron present in the melt, reducing the value of both, the phosphorus and the metal alloy. These days most sludge ashes have a rather high iron content because of the use of cheap iron salts for P-precipitation and sludge conditioning in sewage plants.

This kind of problem is not to be expected for the new RecoPhos process, which uses the novel InduCarb reactor, whose main part is a packed bed of large coke pellets heated by induction. During the RecoPhos process, the sludge ash is molten under reducing conditions, and is hence flowing in a thin film over the surface of the coke bed. On its way to the bottom, the phosphates and other components are reduced in the melt film (chemically reacting packed bed). The elemental phosphorus can evaporate from the film quickly without significantly reacting with other components present in the melt, which will mainly decrease the formation of Fe-P alloy, thus making the use of all kinds of sludge ash possible.

The RecoPhos process will produce thermal phosphoric acid, a Ca-Si cement binder and an alloy usable in the steel industry. The energy-intensive RecoPhos process allows the use of alternative heat sources and of industrial wastes as chemical additives.

## The project RecoPhos as part of Phosphorus-recovery strategies

F. Naji, C. Cimatoribus & M. Kranert

*University of Stuttgart, Group Resources Management and Industrial Wastes, Chair of Waste Management and Emissions, Stuttgart, Germany*

Phosphorus is a limiting factor in plant growth. Therefore Phosphate ores and derived phosphoric acid are essential to produce fertilizers. About 85 % of the yield of phosphorus mines is used in fertilizer. The resource is neither renewable nor substitutable. The statistical coverage of the world phosphate reserves are estimated at about 50 to 115 years. How long the fossil phosphate recovery will remain profitable, depends on the development of various factors (population growth, development of new deposits, etc.) in the next few decades from now. An important potential source of phosphorus is the sludge from wastewater treatment plants:

Dewatered sludge contains about 10 g/kg and sewage sludge ash even 64 g/kg phosphorus. In order to make phosphorus recovery available in the short term in recent decades available, numerous p-recovery technologies were and will be developed.

There are two main ways to recover phosphorus out of sewage sludge:

The phosphorus may be recovered out of the phosphorus-rich sewage sludge or a liquid side streams municipal wastewater treatment plants. These technologies usually produce magnesium-ammonium phosphates, which can directly be used as fertilizer (MAP, struvite). The so called Wet chemical-processes can be used.

Over the intermediate step of thermal mono-treatment (incineration, gasification, ...) all the water in the sludge is removed and the organic material is completely burned. But the phosphorus remains in the sewage sludge ash (SSA). In this way, a sort of secondary phosphate ore is generated. Mainly for P-recovery from SSA thermo-chemical processes are interesting.

The aim of this article is to show under what economic and technical prerequisites a new technology can be useful. This framework is used to analyze the potential role of a new technology the new EU project RecoPhos.

## Processing and Recycling of Cuttings from Well Bores

S. Wölfel & A. Schmid

*Montanuniversitaet Leoben, Austria*

Every year approximately 5,000 tons of cuttings accumulate for every well being drilled in Austria. These cuttings need to be either landfilled or recycled. The cuttings are not a homogenous product, are polluted with various chemicals that are added to drilling fluids and have a high moisture content. This makes them difficult to both landfill and recycle. At the moment most cuttings are used as additional minor constituents in the building industry and the building industry is paid for taking the cuttings. This research focuses on enhancing the value of the cuttings with additional processing steps at the end of the regular processing that is already done at the well bores. The goal is to transform the cuttings into a product that is a valuable raw material rather than a product that one has to pay for to get recycled.

## Results of the research project “Recycling of tunnel excavation material”

R. Galler

*Chair of Subsurface Engineering, Montanuniversitaet Leoben, Leoben, Austria*

D. Resch

*G. Hinteregger & Söhne Baugesellschaft m.b.H., Salzburg, Austria*

Excavation materials of tunnel construction projects cause a large waste stream. The research project of the Austrian Society for Construction Technology (ÖBV), which is supported by the Austrian research funding organisation (FFG), Alpine, Asfinag, Bilfinger+Berger, ÖBB, Porr, TIWAG, Verbund, Wiener Linien, VÖZFi and MV Strass shows that regarding the lithology of the tunnel excavation material, companies located closely to these projects, extract the same material as mineral resources.

It is shown that the gap between calling the mineral resources as waste on the one hand and as a product on the other hand is not caused by technical specifications but by legal regulations.

The main objective of the ÖBV research project is to reuse respectively to utilize the excavation material. According to the “Waste Framework Directive 2008/98EC” published in 2010 waste prevention has gained weight; however, the legal conditions are still not satisfying and a technical set of rules is required.

Based on the utilization of the excavated material for concrete production on-site, necessary transports for depositing the excavation material and bringing aggregates to the tunnel site can be reduced, which at the same time causes a reduction of CO<sub>2</sub>-production, mineral resources reserves are conserved and the required landfill spaces decrease.

As the perhaps largest part of the excavated material is used for concrete production – not only for the tunnel project itself – concrete technology studies were performed by using lithologies which are representing a cross cut of excavation materials which are expected in Austrian underground infrastructure projects of the future.

In order to standardize the procedure to use tunnel excavation material in the industry it is intended to publish a guideline by the Austrian Society for Construction Technology in the near future.

## CO<sub>2</sub>-Abatement Costs of Alternative Fuels in the Cement Industry

A.M. Ragossnig & R. Plank

*University of Applied Sciences, Fachhochschulstudiengänge Burgenland Ges.m.b.H., Pinkafeld, Austria*

C. Ehrenberg

*Lafarge Zementwerke GmbH, Mannersdorf, Austria*

As a result of the high share of energy related costs on the one hand and the direct relationship between the energy carrier used and the CO<sub>2</sub>-emissions (among others) emitted the Austrian cement industry focuses on optimizing its energy supply. Respective recent R & D addresses the increase of the substitution rate of conventional fossil fuel by using (partly) biogenic fuels – such as reed, sewage sludge as well as solid recovered fuel with elevated contents of biogenic carbon. The possibility to apply these types of fuels largely depends on the process technology in place. Specific peculiarities of cement plants (raw material, process technology, product specifications) can easily result in the non-ability of applying specific alternative fuels.

Before the full implementation of the use of new fuels one must not only proof the technological feasibility of the use of a specific fuel but one must also evaluate the economical implications from a holistic point of view. Due to a very dynamic market environment and continuously developing regulations one also needs to look at the changes of the economical implications caused by changing market conditions with respect to for example fuel prices as well as CO<sub>2</sub>-costs in order to allow for the right decision from the company's perspective (=> sensitivity analyses).

This conference contribution analyses the results of the economic evaluation (CO<sub>2</sub>-abatement costs) of the utilization of following alternative fuels of predominantly biogenic nature:

- Reed (Scenario A),
- Solid Recovered Fuel with elevated content of biogenic carbon (Scenario B),
- (Dried) Sewage Sludge (Scenario C),

compared to a solely fossil based energy supply (PetCoke, => Reference Scenario) as well as the current fuel supply (Fluff, => Standard Scenario) exemplarily on the example of a cement plant that currently mainly uses Fluff for its fuel supply. Respective process technology required for alternative fuel utilization therefore is already in place. The analysis shows that based on the specific case looked at and under current market conditions three of the four fuel supply scenarios already result in negative CO<sub>2</sub>-abatement costs compared to the reference scenario. Based on projected rising fuel prices and rising CO<sub>2</sub>-costs it can be assumed that all fuel supply scenarios looked it will become even more economically advantageous in the future.

Underlying work to this conference contribution was performed as part of the COMET K1-centre "BIOENERGY 2020+", administered through the Austrian Research Promotion Agency (FFG). The authors gratefully acknowledge the financial support of the centre's sponsors, including the Austrian federal government, the provincial governments of Burgenland, Lower Austria, and Styria, and industry sponsors Umweltdienst Burgenland GmbH, Saubermacher Dienstleistungs AG and BT-Wolfgang Binder GmbH. Additionally results stem from the research project „ENEREED – Sustainable Energy Conversion from Reed“ which is being supported by the Austrian Klima- und Energiefonds. Additional sponsoring for this project is being provided by the Province of Burgenland, Lafarge Zementwerke GmbH and Herz Energietechnik GmbH.

## Co-Combustion of SRF from Mixed Municipal Waste in Coal-Fired Power Plants

S. Thiel

*vivisCONSULT GmbH, Nietwerder, Germany*

At present, in ten coal-fired power plants in Germany solid recovered fuels from mixed municipal waste and production-specific commercial waste are co-combusted and experiments have been conducted at other locations. Altogether, in 2010 about 800,000 tons of these solid recovered fuels were used. In the coming years up to 2014 a slight decline in the quantity of materials used in co-combustions is expected.

The co-combustion activities are to some extent significantly influenced by increasing power supply from renewable energy sources and their impact on the regime of coal-fired power plants usage. Moreover, price trends of CO<sub>2</sub> allowances, solid recovered fuels as well as imported coal also have significant influence. Aside from the usage of solid recovered fuels with biogenic content, the co-combustion of pure renewable biofuels has become more important in coal-fired power plants.

The power plant operators make high demands on the quality of solid recovered fuels. The individual requirement profiles concerning the solid recovered fuels to be co-combusted include chemical, mechanical, calorific and other properties.

As the operational experience shows, a set of problems may be posed by co-combustion:

- Incomplete burnout,
- Chlorine corrosion,
- HCl emission – Retrofitting of emission control requirements at CFB plants,
- Fouling and slagging of the boiler heating surfaces,
- Increased chloride load of the flue gas desulfurization and FGD products,
- Problems with discharging, conveying and dosing,
- Mechanical problems due to metallic contaminants,
- Chemical and thermal problems due to aluminum in CFB boilers,
- Erosion of boiler and
- Exceeding the capacity of the ash discharge systems.

Some of them can cause massive disruption of plant operations, others are possible permanent limiting factors and finally there are problems that can be managed by optimization of solid recovered fuels quality and/or adjustment in some plant components. Thus, there are two key factors that determine technical and operational success or failure of the co-combustion project: the firing technique and corrosion. Different types of power plants offer various favourable conditions for the co-combustion regarding these two factors in dependency to the firing system and type of coal.

A significant ecological key factor is the emission of pollutants into the atmosphere.

## Impact of Calcium Phases on Corrosion and Fouling in Waste-to-Energy Plants

W. Spiegel, G. Magel & W. Müller  
*CheMin GmbH, Augsburg, Germany*

Calcium is an element that is common in industrial products and thus also in waste materials. The impact of calcium phases in the waste on boilers of waste-to-energy plants or RDF power plants is often underestimated.

The most common calcium phases that can be detected in the combustion residues are calcium silicate and calcium sulfate, both of which show only a secondary effect on formation of fouling and no effect on corrosion of the steel material of the boiler. Further calcium bearing compounds are calcium chloride phases which may have a massive impact on the availability of the power plant with increasing occurrence. By mixing the calcium chloride phases with alkali chlorides the melting point of the formed salts can be reduced to as low as about 500 °C. At flue gas temperatures from 900 – 600 °C the calcium chloride salts therefore can be in a molten state. Due to sticky surfaces, a rapid growth of the fouling occurs that may force the shutdown of the plant. Furthermore, calcium chloride phases may cause corrosive attacks. On the one hand, calcium chloride may support the stabilization of the iron chloride and therefore trigger high temperature corrosion. On the other hand, calcium chloride may have a negative impact at the end of the boiler where electrolytical corrosion can occur.



## High-Efficiency Waste-to-Energy: Concepts and Operational Experience in Amsterdam

M.A.J. van Berlo, P. Simoes & H.de Waart  
*Afvalenergiebedrijf, Amsterdam, The Netherlands*

The reduced environmental impact of High-Efficiency Waste-to-Energy (HE-WtE) facilities, supported by increasing energy cost and the desire for alternative energy, have raised interest in increasing the efficiency of energy from waste. As a result many different energy efficiency optimisation technologies have been developed. One of the more significant technologies is an increase in steam pressure and temperature, beyond the conventional 40 bar/400 °C level. However, increased steam parameters tend to increase corrosion and fouling in the boiler of a WtE-plant. This can be prevented by improved boiler design, the use of corrosion resistant Inconel cladding of the membrane walls and adaptation of the water-steam cycle. The open question is how to optimise water-steam cycle and boiler design to improve efficiency and minimise corrosion. The Authors compare four different concepts of water-steam cycles with high steam parameters:

- Increased boiler temperature and pressure.
- External heating of superheated steam.
- Reheating of steam between the HP and LP turbines, with a flue gas-steam heat exchanger bundle in the boiler.
- Reheating of steam between the HP and LP turbines, with a steam-steam heat exchanger.

Examples of the concepts are discussed and thermodynamically modelled, to determine their efficiencies and show how they match with the corrosion properties of boiler steel and Inconel. Evaluations show that all four concepts can reach net electrical efficiencies above 30%. Important differences exist however in the cost of investment as well as maintenance and availability due to fouling, corrosion and erosion. The goal of this paper is to:

- Present an overview of the four concepts.
- Analyse the differences in electrical efficiency.
- Analyse the consequences for corrosion and fouling.
- Evaluate the operational results of one example reference installation.

Five year operating experience of the new 530,000 tons/year Amsterdam Waste Fired Power Plant (WFPP), is presented and evaluated. It employs high steam parameters of 125 bar/440 °C and uses steam-steam reheating to achieve a peak 31.5 % net electrical efficiency (35.0 % gross) and an availability of 92.4 %. Boiler design is based on low flue gas speed and Inconel 625 cladding on the membrane walls to support high availability and low maintenance. Operational experiences have been very positive and similar to the older 850,000 tons/year plant which operates at steam parameters of 42 bar/430 °C. After five years operation the rate of corrosion of the Inconel cladding on the membrane walls is low, giving the cladding a life expectancy of over ten years. A new sacrificing layer of Inconel will be used to extend this period. Superheater corrosion is extremely low giving it a life expectancy of over ten years.

This positive experience opens the perspective for future developments to lower investment and maintenance cost and to increase energy efficiency of HE-WtE in order to make a very positive contribution to clean and sustainable electricity production.

## Combining WTE and Solar Power – New Solutions for Sustainable Energy Generation

V. Martin

*University of Applied Sciences, Augsburg, Germany*

S. Pomp

*Kraftanlagen München GmbH, Munich, Germany*

The transition to renewable energy production in Europe poses a significant challenge: According to EU directives, renewable energies should reach at least 20 % of final energy consumption by 2020. To achieve this goal, all sectors of the economy should work on the development of new integrated concepts in order to ensure a climate-friendly energy supply in the future.

This paper discusses innovations in connection with energy generation in concentrated solar thermal power plants (CSP). The basic idea was combining waste-to-energy plants with CSP. There are different ways of implementing WTE-CSP hybrid power plants. In this paper solar tower technology is used by way of example for the CSP part. Given that the steam parameters are similar to those of a WTE plant, a concept such as this has both technical and economic advantages in comparison with separate plants. These include:

- Increasing the efficiency of waste-to-energy plants in sun-rich regions,
- Synergy effects for the water-steam circuit and steam turbine and
- No losses due to start-up, shutdown and downtimes of the solar tower power plant.

Two different combination concepts were drawn up: "steam-side combination" and "solar superheating". Both concepts were investigated with and without heat-storage systems. The different concepts were assessed by simulating the hybrid power plant processes, making an economic efficiency calculation and comparing the four combination concepts.

EBSILON<sup>®</sup> Professional was used for the thermodynamic simulation. For illustrating the features of these hybrid concepts, calculations were done based on WTE data from the Amsterdam plant (combustion by Martin GmbH) and CSP data from the solar thermal tower power plant in Jülich (Kraftanlagen München GmbH). The hybrid power plant concept was based on a power plant with 36.5 MW<sub>el</sub> nominal capacity, of which 80 % is covered by the waste-fired part (=29 MW<sub>el</sub>) and the remaining 20 % by the solar part (=7,5 MW<sub>el</sub>).

The "steam-side combination" comprises a parallel combination. In this case, the solar part performs the pre-heating, evaporation and superheating or intermediate superheating. The solar-generated steam mass flow is combined with that of the WTE boiler. Hence, the solar evaporator must attain the live-steam temperature of the steam mass flow generated by the WTE boiler. This concept was selected as it can be realized relatively easily in terms of control technology. Evaporation takes place separately in both plant parts: the influence each part exerts on the other is therefore fairly slight. In the "solar superheating" concept the solar part only performs the pre-heating and the superheating and intermediate superheating. Compared with the first concept, the "solar superheating" combination concept was selected because of its higher solar yield. The close combination of both plant parts results in more demanding reciprocal effects and a more complex operating process.

It could be demonstrated that even with the technology currently available, the results achieved constitute an optimization in comparison with conventional WTE plants. Both integration concepts investigated increase the efficiency and profitability of a WTE plant. For the dimensioning of the hybrid power plant it is reasonable to generate the electricity at the mentioned proportions. Given the above described general conditions of the cases, the "solar superheating" concept has significant advantages as opposed to the "steam-side combination" as the heliostat field is approximately 15 % smaller whereas the generated electricity is almost the same in both concepts.

## Water Injection into Waste to Energy Plant

G. Madlsperger

*Energie AG Oberösterreich Kraftwerke GmbH, Linz, Austria*

A. Freimund

*AVE Österreich GmbH, Wels, Austria*

AVE runs two lines of waste to energy plants with a capacity of 300,000 tons of municipal waste per year nearby the community of Wels and it is also allowed to burn 10 % of sewage sludge. Increasing the sewage sludge input into the waste to energy plants is one of the most critical adjustments running WAV II. The content of organic carbon is rising proportionally with the amount of sewage sludge. To reduce this effect, a system to change the water of the wet slag extractor was installed. The reference value is the total organic carbon (TOC), which is limited by the “threshold in the landfill ordinance”. The extracted water will be injected into the burning chamber of line II.

Slag, produced by WAV I and WAV II will be deposited into the landfill area called “Schießstätte” in Wels, nearby the plants. TOC content of the slag is characterized of contamination of water in the wet slag extractors from sewage sludge and is limiting the injection into line II.

Sewage sludge, stabilized by polymers, will be pumped out from storage vessel combined with a piston pump system and is dosing portions of sludge into the chute. It moves via the moving grate to the descending grate. Municipal waste is normally reduced to ash and slag at the end of the grate. Compact portions of sludge are still carrying organic carbon. Especially this phenomenon is documented in line II.

Heat and the slag itself cause lack of water in the wet slag extractor. So water has to be replaced. On the other side surplus water is passes the overflow. Now the water will be changed by flow control continuously and pumped to a 30 m<sup>2</sup> storage tank, which collects water from line I and II. The tank is equipped with a circulation pump and also strainers. Two redundant discharge pumps bring the sewage water to the 8 secondary air injection nozzles, which are modified with some water injectors. The water injectors can be used separately and each of them has a flow control system. For start up and shut down, the water injectors can be blown dry. Experiences since 2009 shows, that the optimized injection is directed to the center of the grate not to cause any damages at the burning chamber. Effects of the injection are increased amount of flue gas and also increasing temperature of the scrubbers.

But the summary effects of the injection-projects can be seen at the draught fan (increasing amount of flue gas) and the higher flexibility of input material.

## MBT-Landfill as Carbon Sink – Evaluation of Longterm Incubation Tests

E. Binner, K. Böhm & P. Lechner

*BOKU University of Natural Resources and Life Sciences Vienna, Institute of Waste Management, Vienna, Austria*

Target of MBT (mechanical biological treatment of wastes) is to mineralise and to stabilise waste organic matter. This leads to a reduction of emissions after landfilling the pretreated wastes. It is well known, that MBT-landfills can be seen as a carbon sink, but there is a deficit in knowledge about the time frame respectively which share of organic carbon will remain in the landfill over long period.

During last decades at ABF-BOKU approximately 750 incubation tests (according to Ö-NORM S2027 part 2, 2012) were analysed. Many of these tests were carried out over much longer test periods than minimum duration (21 days + lag-phase) described in the Austrian standard. Duration was several 100 days up to eight years!

55 of these long-term tests were evaluated to get an idea about gas formation potential respectively the “end-carbon-content” in MBT-landfills.

In a first step, a prediction model for gas formation potential was developed. The late gas generation of ten samples was modelled by a log-normal distribution curve to gather the maximum gas formation potential. According to the log-normal model the observed gas sum curve leads to higher values than commonly used exponential decay models.

In step two, the gas formation potential of 43 MBT-samples and twelve samples from old landfills was estimated by this model. The MBT-samples were taken in twelve Austrian MBT plants. Thus feedstock materials and mechanical treatment as well as duration of treatment of the analysed samples differ very huge. It also has to be considered that incubation tests are done under optimised laboratory conditions (40 °C, grinding to particle size < 20 mm, wetted to water capacity). Thus there will be differences in the time frame between results in laboratory and real landfills. Nevertheless the evaluated gas formation potential will be the same.

For calculation of “end-TOC” (TOC = total organic carbon content) in MBT-landfills (TOC after gas formation has stopped) the TOC of input for incubation test and the carbon release by predicted amount of landfill-gas (1 g TOC leads to 1,868 l of landfill gas) were used. Carbon release by leachate runoff was not taken into account, because just 10 % of carbon are emitted by leachate (90 % of carbon are transferred into landfill gas).

### RESULTS:

- Gas formation during incubation test can be predicted by a log-normal model,
- By analysing carbon content of the input material and estimating gas formation potential by model an „end-TOC“ of MBT-landfills can be calculated and
- By evaluation of 43 MBT-samples we expect an „end-TOC“ of minimum 10 % DM for MBT-landfills were well pretreated waste (limit values of Austrian Landfill Ordinance are met) is landfilled.

## Climate Relevance of Exhaust Air Treatment Systems of Mechanical-Biological Treatment Processes (MBT)

C. Neubauer & C. Lampert

*Umweltbundesamt GmbH, Department Waste & Material flow management, Vienna, Austria*

In this report, selected use cases, which represent simulated mechanical-biological treatment processes (MBT) for mixed municipal and commercial waste as they are used in practice, are modelled and evaluated in terms of their climate relevance: use cases “A” (partial digestion), use cases “B” (rotting processes with an aerobic biological intensive rotting stage and an aerobic biological post-rotting stage) and use cases “C” (drying processes). For each use cases, the exhaust air treatment systems were modelled as following: RTO only, biofilter only and RTO in combination with biofilter.

To evaluate the climate relevance, direct emissions (arising at the site of the facility) and indirect emissions associated with the energy supply (during the upstream chain) were considered. The production of ammonium sulphate (ASL) in the acid scrubber was taken into account as a climate-relevant credit, as was the production of electricity in those process options which included digestion.

Input data relating to crude gas concentrations and loads, as well as the data used on the operation of the mechanical biological systems and exhaust air treatment devices, are based on experience and continuous measurements carried out at a large number of mechanical biological treatment facilities in Germany. In Austria, hardly any continuous measurement data were available on operations and emissions, which is why no such data could be included in the calculations.

One of the results shows that for MBT processes where exhaust air treatment systems with RTO only or in combination with biofilter are used, compliance with the limit values for TOC of the Guideline on the MBT is achieved.

Compared with the use cases B and C, the use cases “A” (partial digestion) achieve the best overall balances in terms of climate relevance as a result of the electricity produced from biogas utilisation which can be counted as a credit.

Considering the selected system boundaries and bearing in mind that climate impacts should be kept low, compliance with the recommended values of the Guideline on the Mechanical Biological Treatment of Waste can only be achieved when using an exhaust air treatment system which combines RTO & biofilter.

## Results of Exhaust Air Measurements at Mechanical Waste Treatment Plants

K. Harather

*IUT Ingenieurgesellschaft Innovative Umwelttechnik GmbH, Seebenstein, Austria*

Since there is only scant information on the composition of exhaust gases from mechanical waste treatment plants, emission measurements have been conducted. The client was the Styrian Chamber of Commerce and the contractors were IUT, Ingenieurgesellschaft Innovative Umwelttechnik GmbH, Seebenstein and LUA Laboratorium für Umweltanalytik GmbH, Vienna. Methane (CH<sub>4</sub>), volatile organic hydrocarbons (total C) and nitrous oxide (N<sub>2</sub>O, laughing gas) levels were determined continuously as emission parameters over a period of about 6 hours and ammonia (NH<sub>3</sub>), dust and odour discontinuously with about 6 individual measurements per plant. Emission levels for the exhaust gas flows were derived from these results of the concentration measurements by means of exhaust air speed measurement. In this way all the parameters of the MBT (Mechanical-Biological Waste Treatment) Directive were recorded and CH<sub>4</sub> and N<sub>2</sub>O, gases relevant to the climate, were also considered.

The measurements were taken in the scrubbed gas after the dust filters from four mechanical waste treatment plants (A – D). One day of measurement was planned for each plant. The measurements were completed on 24.11, 1.12., 2.12 and 9.12.2011.

The levels were compared with the exhaust air limits of the MBT Directive and the working paper of the Lebensministerium (Ministry of Agriculture, Forestry, the Environment and Water Management) dated June 2012. One should note, however, that the working paper is only applicable to biological and mechanical-biological plants.

At plants A, B and D, household waste and commercial waste were treated mechanically whilst in plant C, only pre-treated fractions of domestic waste with high calorific value are mechanically treated. The waste treatment at the plants occurs in completely or at least partly enclosed buildings. All the plants have exhaust air recording and cleaning by means of a fabric filter. In the case of plant A, however, only the exhaust air from the rotary screen is extracted, so the total volume of exhaust air was only about 3,500 Nm<sup>3</sup>/hr. In the case of plants B-D, the volumes at several units and, in some cases the buildings, are recorded and the exhaust air volume was between 13,000 Nm<sup>3</sup>/hr (D) and 63,000 Nm<sup>3</sup>/hr (B).

The results may be summarised as follows:

- CH<sub>4</sub> and N<sub>2</sub>O, gases relevant to the climate, do not constitute relevant emissions here
- All dust measurements fall well below the limit of 10 mg/m<sup>3</sup>,
- All ammonia measurements fall well below the limit of 20 mg/m<sup>3</sup>,
- Three out of four of the plants were below the odour limit of 500 OU/m<sup>3</sup>. The odour emissions from commercial waste and pre-sorted waste with high calorific value were lower than from household waste. The odour emissions with scrubbed extraction from buildings were considerably lower than in the treatment operation,
- The average half-hourly level of total C of 40 mg/m<sup>3</sup> was respected in all the measurements at two plants and in nine out of ten measurements at one other plant whilst at the fourth plant it was respected only for commercial waste but not for household waste. The daily average level of total C of 20 mg/m<sup>3</sup> was only respected at plant B. It was exceeded at all the other plants. The weight ratio at all plants was < 100 g/ton of waste and
- The hazardous substance concentrations are inversely proportional to exhaust air volume. Plant A with 3,500 Nm<sup>3</sup>/hr of exhaust air volume shows the highest concentrations whilst plant B with 63,000 Nm<sup>3</sup>/hr shows the lowest despite processing household waste.

## Inactive Asbestos Mine as a Disposal Site for Asbestos Waste

E. Gidarakos & K. Anastasiadou  
*Technical University of Crete, Chania, Greece*

Asbestos caused many problems in the past due to our ignorance of its effects on human health. Despite the decision to end manufacture of Asbestos Containing Materials (known as ACMs) in European Countries, which generally has already stopped in Europe, it continues to be a major cause of disability and death due to occupational disease because of the long time of latency between the exposure to asbestos and the subsequent development of cancer. Many buildings in Greece still contain asbestos products, which must be removed at some point in the near future.

The most common methodology of asbestos waste management is the disposal in special landfills for hazardous waste. However, identifying an appropriate location for the installation of these landfills is difficult, due to the specific requirements that these sites must fulfill according to current legislation and to common operational difficulties.

This investigation explores the possibility to use “inactive” mines as disposal sites for asbestos wastes. At first sight, these sites have a particular advantage against other sites because they are usually located far away from cities and are characterized as environmental downgraded areas. The use of inactive mines (such as open pit mines and underground mines) as disposal sites for municipal and hazardous waste has been examined intensely by developed countries of the European Union. The use of inactive mines has been accomplished with success in these countries, considering it as an easily applied technique of low risk and cost, in comparison to more common methods.

The inactive Asbestos Mine of Northern Greece (known as MABE) is located at the Zidani Region in the Kozani Prefecture (Western Macedonia), situated only one kilometer south of the Aliakmonas River, the longest river in Greece, and the artificial lake Polyfytou through which the Aliakmonas River flows. The MABE asbestos mine is located 40 km southwest of the city of Kozani. Due to presence of the MABE asbestos mine in the area all the environmental means are exposed to enormous quantities of asbestos fibres. The operation of the mine started in 1982 and ended in February 2000. The MABE asbestos mine belonged to a semi-private company and was controlled by the Greek State.

Previous research has calculated the exploitable reserves of the asbestos mine to be around 100 million in tons. During the operation of the mine, the capacity of the production factory was 100,000 tons per year (3.5 % of the entire world production) but, because of disposal problems and the diminishing promotion of asbestos products, the annual production oscillated between 50,000 and 80,000 tons. According to international statistical data, 70 million tons of the mineral serpentine were excavated from the asbestos mine, of which 881,000 tons of chrysotile asbestos were produced. In the present work, an innovative approach to the disposal problem of asbestos wastes in Greece has been examined, through a risk assessment analysis of the inactive MABE asbestos mine and an evaluation of its suitability as a disposal site for asbestos wastes in the future. A pilot disposal site was constructed in the northeastern site of mine with a total area of 11,000 m<sup>2</sup>. An amount of 300 tons of asbestos waste was deposited during the LIFE project. The entire area of the cell is 2,500 m<sup>2</sup> and the capacity reaches about 75,000 tons of solidified asbestos waste. It must be pointed out that even nowadays Greece has no special landfill sites for the disposal of Toxic & Hazardous wastes. This means that all hazardous wastes, asbestos included, must be transferred abroad. This fact has enormous economical and environmental consequences for the Greek state. A suitable site must be found in the future that can serve as a disposal site for hazardous wastes. The case of the MABE asbestos mine represents an interesting case as a potential disposal site for asbestos wastes in the future.

## Method for Degradation of Chemicals and Sterilization of Infectious Waste Water

R. Sarc, K.E. Lorber & S. Gesslbauer

*Institute for Sustainable Waste Management and Technology (IAE), Montanuniversitaet Leoben, Leoben, Austria*

H. Katschnig & G. Staber

*METEKA GmbH, Judenburg, Austria*

This paper presents a technical approach of the newly tested treatment method for sterilization and oxidation of infectious waste waters (IWWs) from medical, pharmaceutical and chemical establishments (e.g. laboratories) and also shows results in consideration of efficiency, degradation rates and economic evaluation. In fact, IWWs have quite a high hazardous potential because of their pollutant content. These pollutants have a complex structure, are very stable or persistent (needed for e.g. warehousing of medicaments) and have low degradation rates in sewage treatment plant without proper pre-treatment. Dealing with such waste waters requires adequate and safe handling as well as extensive records on their origin and volume to exclude risks to human health and the environment. The safe disposal of IWWs from different establishments has become a major problem worldwide because of the emergence of new diseases which are not yet curable (e.g. HIV), and the threats of diseases caused by bacteria that are resistant to antibiotics (e.g. MDR tuberculosis).

One of the main principles of successful hygiene and environmental protection is described as prevention and limitation of the infection risk at the source. Following this and many other principles, the IAE institute and METEKA GmbH focus their research among others on degradation of chemicals, germs and drugs. Using a combination of two innovative technologies, i.e. the well known METEKA sterilization system and Anodic Oxidation with boron doped diamond electrodes, developed at IAE the practical tests with carbamazepine spiked water have been carried out. The Sterilization system ensures that infectious fluids are sterilized and in series connected Anodic Oxidation generates oxidants (e.g. OH-radicals) from waste water and its pollutants and consequently degrades the rest of drugs.

The advantages of this combined treatment method are in its in-situ application and that the sterilized waste water, which no longer poses any danger, may be discharged into the municipal sewage treatment plant in compliance with legal requirements. Due to the improvement in organic trace analysis of medical, pharmaceutical and chemical substances, water quality checks, quality assurance and detection rates down to the ng/litre - range can be performed. Furthermore, the paper discusses the European and Austrian legal frameworks on medical waste management, the statistics of waste produced in medical establishments in Austria, current state of knowledge about treatment of IWWs in Austria, used technologies (Sterilization and Anodic Oxidation) and technical design as well as implementation, application, evaluation and validation of practical tests.



## Treatment and Disposal of NORM-Contaminated Oil Field Waste

R.B. Richter

*Department Manager, Abu Dhabi Refinery Company TAKREER, United Arab Emirates*

NORM (naturally occurring radioactive materials) from the oil and gas industry is currently not a very well-addressed topic within the waste branch. Owing to a lack of clear regulatory frameworks in waste legislation in most of the industrial countries also a deficit with regard to capable waste treatment technologies and technically acceptable methods of disposal exists.

Within the oil field and petrochemical industry (including crude oil refineries) basically two main types of NORM/TE-NORM-contaminated wastes are significant:

- NORM-contaminated drilling equipment (affected by radioactive scales) and liquids from exploration drilling activities and
- NORM/TE-NORM-contaminated hydrocarbon sludge types generated from cracking activities during petroleum refining and processes in the petrochemical industry.

The most common NORM-waste generated from oil well drilling rigs is radioactive scales in drilling tubular, but also in pipes, valves and pumps from drilling operation and sometimes also from oil production. The drilling mud, used as a circulating drilling fluid for transportation of the cuttings but also for lubrication of the roller cone bits (expert opinions are ambivalent about this), is based on long-standing tradition and commonly containing high concentrations of barium sulfate. In particular when cutting across bed rock and shale is performed, soluble radium-compounds can precipitate as insoluble mixed barium radium sulfate and partially also as carbonate forming sometimes several centimeter thick scales. A specific activity in a specific activity range of up to 15 [kBq/g] has been measured from such scales (White and Rood 2001).

NORM/TE-NORM waste generated from petroleum refining and from the petrochemical industry is mainly related to the existence of  $^{222}\text{Rn}$ , which often is associated with propylene ( $\text{C}_3\text{H}_6$ ). Since the boiling point of radon is to be found between those of propylene and ethylene, the decay products of radon such as  $^{210}\text{Po}$  and  $^{210}\text{Pb}$  are commonly found in their cracking sludge and can be enriched in other refinery wastes. Adequate treatment options for NORM/TE-NORM waste are for example hydro lasing for de-scaling of pipes and drilling tubular followed by a downstream screening and hydro cyclone unit. Scale particles from the hydro cyclone underflow can be treated later by solidification/stabilization and disposed in a NORM-landfill. Oil-based drill cutting mud can be treated very economically by thermal desorption. The recovered oil is normally re-used as a fuel for further waste treatment activities plant internally, only. As an alternative high temperature incineration could be considered, but also physico-chemical treatment by using for example flotation.

The disadvantage of treating NORM in a thermal process is, that stable radium compounds such as sulfate can be cracked and radium is remaining as a highly soluble oxide in the fly ash (filter dust) and it might be difficult to be treated by common solidification/stabilization processes with hydraulic binders.

Currently for NORM/TE-NORM waste only a few national guidelines in particular for disposal exists. Also acceptable state of the art treatment technologies are currently not available. Owing to this, for the treatment of scales from NORM-contaminated equipment generated by the oil field and gas industry and NORM/TE-NORM-contaminated and for sludge, suggestions for a safe and economic treatment were made and also the current practice for disposal and deficits were highlighted.

## New Investigations on the Recycling of Used Tire-Rubber

A. Witschnigg, S. Laske & C. Holzer

*Montanuniversitaet Leoben, Chair of Polymer Processing, Leoben, Austria*

Used rubber, especially tire-rubber, is a rapidly growing source of waste materials while recycling of these waste materials is a very common problem. Typically they are used in energy recovery, i.e. thermal recycling during the production of cement. Especially due to recent changes in law the recycling of these materials becomes a stronger issue. It is State of the art to crush old tires to get pellets, powder or buffing dust. These forms of the rubber can for example be used as fillers in the production of new rubber products. It is also possible to use the pellets to construct mats, the underlay of sporting grounds or molded parts.

This work is supposed to examine the impact of different material composition (rubber volume, glue volume or rubber pellet size) and the impact of variation of processing conditions (temperature, time and pressure) on the production of mats. The possibility of using the investigated recycled rubber as underlay of sporting grounds was observed. Additionally the applicability of water solvent glue as well as the rate of devulcanization was investigated to produce mats without the use of glue.

The results of the first part can be interpreted that the water solvent glue, due to the lower costs, is suitable for specific usage in some industrial fields. Nevertheless the use of water solvent glue in wet conditions is not recommended. The investigation of the devulcanized rubber showed that a rate of 12 % is enough to produce mats that are optical homogeneous. A big amount of industrial potential lies in this process, due to the fact that this rate of devulcanization could be reached with a new industrial method which is even cheaper and technically easier to implement. With the right processing parameters and technique the production of glue-free mats with great optical and mechanical properties can be realized.

## Biopolymer Packaging in Connection with the Domestic Waste Management

G. Kreindl

*Institute for Sustainable Waste Management and Technology (IAE), Montanuniversitaet Leoben, Leoben, Austria*

During recent years a new group of packaging materials has been introduced to the market. Biopolymers as well as biodegradable bio-plastics for short-lived applications are already commercially available. Eco-friendly packaging materials especially for food grade packaging as well as service packaging for retail are going to replace pure fossil-based foils and bottles gradually. Some of them are a mixture of renewable and fossil resources (blends). The bio-based carbon content varies from 90 – 97 mass-% (Poly-Lactic-Acid, PLA) to 30 – 65 mass-% (PLA-blends) to 25 – 70 mass-% (starch blends).

Nevertheless, there is confusion among all parties (consumers, authorities and plant operators) about selecting the appropriate treatment route for compostable, non-compostable and/or recyclable biopolymers. The Input of biopolymers in existing municipal waste management systems shows a series of questions dealing with recycling or disposal strategies. The differentiation between biological origin and biodegradability is important. Biopolymers, most of them are blends of fossil and renewable components/resources, are not necessarily biodegradable and some of them do not decompose even undergo intensive rotting. EN Standard 13432 defines the requirements for the proof of biodegradability. This essentially means the decomposition to water and carbon dioxide within a certain period of time.

Waste material classification and the development of an effective collection system preventing littering problems is a big issue in today's waste strategies. For this reason several end-of-life options for biopolymer lightweight packaging coexist. In addition to simple disposal, recycling, composting (home and industrial) and waste incineration (mono- or co-combustion), approaches of fermentation and subsequent biogas production exist. All these treatment strategies have their pros and cons and require an efficient and standardized waste collection system. A consistent collection and treatment system for biopolymer-packaging waste doesn't currently exist in Austria. Together with the projected increase in volume, waste management strategies for biopolymers in connection with well-established and efficient collection and disposal systems have to be developed in the future.

Recycling of bio-based polymers is still in its infancy. Apart from the negligible amount (< 1 mass-%), a precise process control is important. Considering thermal recovery bio-plastics partly behave CO<sub>2</sub>-neutral. It all depends on the renewable raw material content. Composting of biodegradable materials is due to the possibility of confusion with fossil-based polymers not the best treatment option. Only partially degraded materials adversely affect the quality of the compost. Direct disposal is prohibited in Austria due to the landfill ban. However, biopolymers should not be simply thrown away, well known as littering, although some of them are classified as biodegradable.

## Recovery of Ammonia from Liquid Digestate for NO<sub>x</sub> Removal

M. Ellersdorfer

*Institute for Process Technology and Industrial Environmental Protection, Montanuniversitaet Leoben, Leoben, Austria*

Liquid digestate from biogas plants contains significant amounts of ammonia, which has to be removed in order to close in-plant water circulation without the risk of inhibiting the anaerobic digestion processes. Technologies like air-stripping turn out to be very cost-intensive and therefore not economically feasible for digestate processing.

A new process including ammonia preconcentration via ion exchangers (zeolite) followed by air stripping should solve this problem (ion exchanger-loop-stripping). Through the preconcentration step a separate, NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-containing stream is produced, wherefore operating respectively investment costs as well as the scale of the following air stripping process are decreased. In the end, a purified process water stream and a concentrated ammoniumsulfate-solution should be generated, latter can be used for NO<sub>x</sub>-removal at cement works.

In laboratory experiments, required contact times, performance and exchange capacities as well as various desorption and pretreatment conditions for natural zeolite (klnoptilolite) are tested. Exchange capacities up to 8 mg NH<sub>4</sub><sup>+</sup>/g zeolite can be achieved if the regeneration/pretreatment is performed with concentrated NaCl-solutions. Given these capacities, even under ideal laboratory conditions a high amount of zeolite is necessary for preconcentration. Nevertheless, ion exchanger-loop-stripping can be a practicable process for partial digestate treatment.

## Concepts for the Extraction of Rare Earth Elements from Spent Phosphors

A. Poscher, S. Luidold & H. Antrekowitsch

*Montanuniversitaet Leoben, Chair of Nonferrous Metallurgy, Leoben, Austria*

The rare earth elements (REE) are nowadays mainly used for permanent magnets, catalysts, hydrogen storage alloys in rechargeable batteries, for glasses, ceramics, and polishing agents. Other important areas of application are phosphors in different types of lamps (fluorescent tubes, energy-saving lamps, etc.). These materials consist of a host lattice (RE- or halophosphate-based) which is doped by an activator. After excitation by e.g. UV-radiation the phosphor emits light, whereas the kind of phosphor used in an illuminant strongly depends on its application.

Fluorescent lamps are often collected and treated at their end of life by disintegration and sorting. However, the obtained fine fractions do not only comprise of REE or halophosphate-containing phosphors but also include small amounts of mercury and are therefore disposed till today in special landfills. Due to the enormous price increase of the rare earths during 2010 and 2011, a lot of activities started for extracting these elements from secondary resources such as for example phosphors. All recycling concepts for this task mainly work with hydrometallurgical methods. The large number of different compounds in phosphors with sometimes very different behaviors with respect to their solubility in aqueous phases forms a major challenge to achieve good yields as well as acceptable purities of the produced rare earth concentrates by a process with a reasonable number of operation steps. Therefore, this paper gives at first a brief overview about the compounds, used as phosphors and about existing concepts or investigations. It further describes some experimental research done at the Chair of Nonferrous Metallurgy at the Montanuniversitaet Leoben. Basically the studies concentrate on three major concepts. Two of them cope with the (multi)step acidic leaching of spent phosphors in order to separate the so called halophosphate based phosphors from the rare earth containing ones and a subsequent precipitation in order to extract the REE from the hydrochloric solutions quantitatively. The third concept deals with an alkaline leaching using solutions of sodium hydroxide under elevated temperatures. The aim of this process was the dissolving of undesired elements like aluminium and silicon while the REE form an insoluble residue of RE-hydroxides.

The experiments on laboratory scale showed that a preliminary halophosphate leaching at pH-values of 0 – 1.2 leads to significant losses of REE, while a direct hot acidic leaching of the spent phosphor and a subsequent precipitation of REE with oxalic acid achieves good yields. Nevertheless the obtained solids are contaminated with calcium and barium. Therefore further experiments will aim to an optimization of the procedure by variation of the precipitation temperature, concentration and amount of the used acid and precipitation agent. Additionally a subsequent pH-adjustment should be tested in order to dissolve calcium and barium to improve the product quality.

A hot alkaline leaching seems to be inappropriate to produce a high grade RE concentrate. By calculating mass balances it could be shown that just one third of the aluminium and calcium present in the raw material was dissolved by this method.

## Lithium Ion Battery Recycling from EVs & HEVs

A. Arnberger, K.-H. Gresslehner & R. Pomberger

*Institute for Sustainable Waste Management and Technology (IAE), Montanuniversitaet Leoben, Leoben, Austria*

A. Curtis

*Saubermacher Dienstleistungs AG, Feldkirchen bei Graz, Austria*

In Austria, spent Lithium ion batteries (LIB) are considered as hazardous waste (SN 35337) due to their chemical and physical characteristics. In accordance with the European Waste Catalogue, LIBs are listed as non-hazardous waste (Code: 160605). As a total concept from production to recycling, the project LIBRES (Lithium-Ion-Battery Recycling) deals with the recycling of spent LIB recovered from Electronic Vehicles (EVs) and Hybrid Electronic vehicles (HEVs). One important goal of the R&D project is the development of a complete raw materials cycle from the production through use to end-of-life, including collection, transportation, storage and processing of waste LIB. The focus of the research project reported as to develop a highly engineered safety-relevant recycling process with a reasonable recycling rate considering economical aspects.

For those reasons mentioned above, the development of appropriate process steps as well as storage and fire-extinguishing concepts are a real challenge in order to guarantee the safe handling and reliable recovery of Energy Storage Systems (ESS) free from interference.

The challenges of waste LIB recycling are not only the ecological and economical recovery of secondary raw materials, also more the design of safety requirements needed for the treatment process.

ESS for EVs & HEVs are developing voltages up to 700 V and storage energy up to 55 kWh. That corresponds to the needed energy for melting about 184 kg Aluminum. The compounds of waste LIB among others are flammable materials like plastics and organic solvents. Furthermore, the components of LIB show a tendency for highly exothermic reactions (so called “thermal runaway”) after exposure to elevated temperatures or in case of a short circuit.

In general, a recycling process for waste LIB generally consists of a combination of dismantling, discharge and mechanical treatment steps combined with a deactivation process. Ultimate goal of the R&D project LIBRES is to develop a recycling process for waste LIB and to recover a Nickel-Cobalt-Manganese and an Iron-Phosphor concentrate for further recycling steps.

Recycling enables a significant contribution to the raw material supply. Thus strategically important secondary raw materials will become available on the national market in Austria.

## Development and Potential for Optimization in Recovery of End-of-Life Vehicles

W. Kletzmayer

*Arge-Shredder GmbH, Lambach, Austria*

M. Gratz

*Gebrüder Gratz GmbH, Lambach, Austria*

More than ever automobiles are a major factor in the global economy with ongoing worldwide growth rates. In 2012 more than 1 billion passenger cars were registered, compared to 735 million in 2000. In 2011 about 80 million vehicles (passenger cars, trucks, busses) were produced, 18 million of these in China. In 2009 the former top-producers in the world, the USA (8.7 million) and Japan (8.4 million.) were surpassed by China in vehicle production.

At the beginning of 2012 more than 4.5 million passenger cars were registered in Austria; thus statistically, at any given time there are three available seats for each Austrian. In 2011 a record of 356,000 new passenger cars were sold in Austria in addition to more than 800,000 used cars; the total number of registered cars increased by 72,000 in 2011. However, only 80,000 cars were collected and treated as end-of-life vehicles in 2011. This means that more than 200,000 cars have statistically “disappeared” (more than 70 % – a new negative record for Austria) – most probably by unknown and illegal exports.

Since 2002 the deficiencies in the recovery of end-of-life vehicles in Austria significantly increased with the implementation of the EU-Directive 2000/53 on End-of-Life vehicles due to its cumbersome bureaucratic requirements and associated costs. The Austrian recycling industry applies the highest technical and environmental standards worldwide, but recovery is decreasing due to the questionable practice of exporting old vehicles - most probably to countries with significantly lower costs due to lack of environmental, social, and safety standards.

It is estimated that the EU has lost the valuable scrap of about 100 million vehicles due to questionable and unknown exports since the year 2002, when the (expensive) EU-Directive 2000/53 on End-of-Life vehicles was implemented in the Member States.

Conclusions and recommendations towards improvement and optimization in recovery of end-of-life vehicles include

- Comprehensive and easily understandable legal framework with efficient controls and instant execution (see success of “The ten Commandments for Automobile Recycling” in Austria prior to the bureaucratic implementation of the EU-Directive),
- Efficient reform of the current bureaucracy which is an obstacle for energy and resource efficiency and a competitive disadvantage for Austria,
- Monetary incentive system for ecologically and economically efficient recovery of all end-of-life vehicles within Austria, as has been demonstrated successfully with the monetary “Eco-Premium” in 2009. This led to the recycling of an additional 30,000 old vehicles by Austrian shredders (rather than questionable exports), thus reducing air pollution (PM 10 and PM 2.5, NO<sub>x</sub>, VOC), greenhouse-gas emissions, resource efficiency by recovery, and reduced number of injuries and deaths due to unsafe old vehicles being exported to Africa and other countries with inferior safety standards and poor infrastructure for traffic safety and medical treatment in case of accidents and
- Resource recovery: in addition to avoiding inappropriate exports to countries with inferior or no infrastructure for recovery and treatment of waste (typically in violation of the ban on waste exports to 3<sup>rd</sup>-World countries according to the Basel Convention), the import of wastes for recovery with the highest environmental standards and efficiency in Austria should be encouraged.

## Recovery of Rare Earth Elements in Hard Disk Drives Out of Desktop Computers

M. Ueberschaar & V.S. Rotter

*Chair of Solid Waste Management, TU Berlin, Berlin, Germany*

In the context of the general discussion about the recovery of technology metals in WEEE, hard disk drives out of desktop computers came into focus of optimized recycling processes due to high contents of rare earth elements (REE).

In Germany 2009, the quota of desktop computers in collection group three “IT, telecommunication equipment and consumer equipment” was about 3.9 %. These devices are sorted out and manually disassembled in primary treatment facilities to separate single components, which will be processed mechanically later on. A share of over 3 % represents hard disk drives, which consist of aluminum, iron, copper, plastics and REE containing components, like printed circuit boards and Neodymium-Iron-Boron (NdFeB) permanent magnets. The commonly used recycling strategy for these components in primary treatment facilities is shredding. This process dilutes and disperses the REE into the main output flows and leads to a total loss.

This case study points out REE containing components in hard disk drives, investigates the dismantling feasibilities and analyzes the REE contents. For this purpose, over 30 hard disk drives of different manufacturers and production dates were disassembled and compared.

The effort of a manual disassembly is high, due to a large number of connection elements, which constitutes a very compact and solid design of hard disk drives. Printed circuit boards with a share of 6 % can be easily separated, as these components are located outside of the hard disk drive bodies. Containing high rates of precious metals like gold, printed circuit boards consist of small quantities of Cerium, Lanthanum, Scandium and Europium. Higher concentrations of REE like Neodymium, Praseodymium, Dysprosium and Terbium are held by two different NdFeB magnets inside the hard disk drive. Responsible for the precise movement of the read/write head and for the drive of the disc spindle these permanent magnets hold a share of over 3 % of hard disk drives (2.69 % linear motor magnet, 0.43 % spindle motor magnet). For a more detailed estimation of REE potentials, NdFeB magnets were analyzed. Digestion methods with nitric acid, sulfuric acid and aqua regia were tested for samples of linear and spindle magnets. Ten elements were determined for further analyses with an inductively-coupled plasma optical emission spectroscopy (ICP-OES): Boron (0.81 %), Cobalt (2.09 %), Dysprosium (1.39 %), Iron (63.81 %), Neodymium (23.56 %), Praseodymium (3.39 %) and Terbium (0.01 %) as constituents of the alloy and Nickel (3.3 %), Tin (0 %) and Zinc (0.01 %) as coating materials.

For comparison and as a qualitative investigation method, linear motor magnets were analyzed in an X-ray fluorescence measuring system. Results show additionally present elements in the alloy: Aluminum, Copper, Indium, Molybdenum, Palladium and Silicon.

The content of REE in hard disk drives is low with 0.88 % of the total weight. The share of REE containing components is much higher (9 %), but the dismantling of hard disk drives is complicated through its complex design. It can be considered that trained staff is able to dismantle 10 – 12 hard disk drives per hour. For an economic manual processing over 100 hard disk drives per hour are needed. Therefore automatic separation systems and/or rising prices for raw materials are indispensable for a successful recovery of REE in hard disk drives.



## Cutting of Secondary Raw Materials with Optimized Energy Consumption

A. Schmid & H. Flachberger

*Montanuniversitaet Leoben, Chair of Mineral Processing, Leoben, Austria*

F. Duspiva

*ATM Recyclingsystems GmbH, Fohnsdorf, Austria*

The following article discusses the processing of metal swarf (chips) and shows the connection between cutting of chips for different grain size distributions and the influence for agglomeration (briquetting). A new developed chip crusher was produced which is able to eject not shreddable compact metal pieces. In the metal swarf are a lot of not shreddable compact metal pieces which may be locked out of the cutting area.

The prototype model is combined with an intelligent measurement technology for rating different results, e.g. cutting grade, specific energy consumption and special focus on torque, cutting force or stresses.

Measurement was done by numerical simulation and comparison with measurement values out of resistance strain gauges. The results of the measurement values can be used for comparing the load on the cutting tools to find the best cutting tool composition for an optimum service life. For production of the serial type chip crusher all the experimental analyses will be used as background.

## Innovative Treatment of Gas Discharge Lamps and LCD Screens

A. Grinschgl, E. Tenta & B. Pramreiter

*Saubermacher Dienstleistungs AG, Feldkirchen bei Graz, Austria*

Existing gas discharge treatment plants can handle either linear lamps or so-called special forms (energy saving lamps). Therefore, the focus of the project was placed on both two types of lamps and other mercury-containing electrical equipment, such as flat panel displays. The construction is based on regular proven technique with a dry-cleaning technology for glass cleaning and subsequent sorting and separation technology. The separated fractions, except the fluorescent powder, are free from harmful substances and can be shipped to recovery plants. The annual throughput capacity of the plant is 1,000 tons of used lamps and 1,000 tons flat screens.

Since 1993, when the first lamp regulation for the recovery and recycling of waste lamps was put into force, all fluorescent lamps and special forms (energy saving lamps) have been collected as a separate stream and recycled. This was necessary because the lamps contains mercury and therefore it is considered hazardous and disposed of as hazardous waste.

Until a few years, the proportion of straight luminiscent lamps in the collection was over 90 %, the rest were special forms. The straight lamps were treated with the technology of cut and separation process, the special forms were once a year crashed a mobile system. In recent years, the percentage of special forms rised up to over 20 % and will increase rapidly. In addition, the LED lamps are now also incorporated into the collection group of waste lamps. Thus, the amounts will increase further. Therefore Saubermacher Dienstleistung AG (SDAG) was searching for a new method for the recovery of all these types of lamps.

SDAG started a development with the company Air mercury from Switzerland and adopted their technology to the Austrian's requirements. The plant is now working in Vienna at a Saubermacher site and is an environmental friendly and economic way to save high transport and treatment costs. The phosphor powder is in a near time also recycled for recovering the rare earth inside.

## Processing and Gasification of Solid Recovered Fuels

M. Sommer & M. Kleinhappl

*BIOENERGY 2020+ GmbH, Pinkafeld, Graz, Austria*

A.M. Ragoßnig

*Fachhochschulstudiengänge Burgenland Ges.m.b.H., Pinkafeld, Austria*

The energetic utilization of waste and material recycling are preferred options in waste management compared to pure disposal in the context of climate change mitigation and depleting resources. Waste-to-energy is one particularly interesting option for heterogeneous waste, which cannot be reused or material recycled. In order to secure that environmental standards are not being compromised, waste material that may be used as an energy resource in industrial co-incineration (“solid recovered fuels”) shall be processed to meet certain quality criteria (e.g. the chlorine and heavy metal content). Additionally, in Austria the biogenic carbon content of the waste stream is a determining criterion in the energetic recovery in terms of climate change protection due to legal obligations (EU emission trading scheme on CO<sub>2</sub>).

The required processing demands (material-specific splitting of heterogeneous waste) can be met by the use of sensor-based sorting technologies. In previous work, the conducted research focused on the depletion of pollutants (i.e. the reduction of the chlorine and heavy metal content) as well as the generation of a biogenic and fossil carbon enriched waste stream in order to meet the requirements for SRF.

In specific cases the use of SRF as a substitute for fossil fuels is limited (e.g. in the cement and steel industry) due to the fact that the residues of the combustion process influence the quality of the industrial products. The gasification of SRF on the other hand has many advantages. 1) There is no direct influence on the generated products and 2) the generated product gas can be provided with constant energy content. Based on the biogenic content of the material-feedstock, the generated product gas can also be considered as (partly) renewable.

The aim of this paper is a comparative analysis of the product gas quality that can be achieved by the gasification of 1) a biogenic and 2) a fossil carbon enriched waste stream generated by using NIR sensor-based sorting.

The paper also gives an overview on the range of possible applications for the generated product gas (e.g. for thermal purposes, in combined heat and power plants, gas engines or the further processing to synthesis gas that can be converted to liquid fuels). A limiting factor for the application of the generated gas is obviously given by the high content of pollutants (S-, N-, Cl-compounds) that need to be reduced by optimizing the gasification process (e.g. additional gas cleaning step).

## Microbial Carbonation – Alternative Technology to Composting

C.-R. Wonschik & A. Heilmann

*Hochschule Harz, Wernigerode, Germany*

W. Witte

*Bicon (Bio-Consult) Witte, Gernrode, Germany*

Climate change represents a significant challenge to mankind in the 21<sup>st</sup> century with the degradation of agricultural soil greatly contributing to the carbon footprint. The use of outdated cultivation technologies leads to less storage of carbon in such soils. Mitigating climate change and conserving natural resources is of significant importance for future decades to come. Therefore, a need to create and develop alternate solutions is required to lessen this environmental impact.

Many different technologies are available to optimise agricultural soil for harvesting greater yield. To rehabilitate the soil, artificial manure and organic fertilizers like compost, liquid manure and fermentation residues are added; however, often organic fertilizers are biologically reactive or strongly mineralized with certain elements.

New substrates called biochar, produced by pyrolysis or hydrothermal carbonation of organic material, may be added to the soil to increase the carbon content. High temperature and energy consumption is required in the manufacture of a biochar, which in turn affect its composition (PAH, dioxin). Furthermore, there is limited research carried out to date on the long-term behaviour of these biochars in soil.

An alternative technology that may be utilized to improve agricultural soil is called microbial carbonation. The process is similar to open air composting; however, it is different in process control. In summary, the windrows are fixed and non-aerated and in contrast to conventional composting, the top of windrows are inoculated with selected strains of bacteria. The main aim of microbial carbonation and inoculation is in the humification of organic material. In comparison to normal composting, the soil resulting after the process of microbial carbonation has more organic elements and a reduced volume.

Preliminary investigations to date show that the temperature of the process inside table windrows are in the range of 40 – 50 °C. This range is lower when compared to those temperatures of normal composting (75 °C). Moreover, the stabilized pH values obtained during the process of soil treatment by microbial carbonation measured between 7.5 – 8.0. Conventional aerobic treatment of organic material at the beginning of the process is acidic (pH = 6), which then increases to a basic (pH = 8). Furthermore, the process of microbial carbonation was noted to emit a lower concentration level of CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> and H<sub>2</sub>S than normal open air composting. In addition, no odour emissions of microbial treated windrows were present after seven days. In normal cases, open air composted windrows emit a higher amount of odour, which is caused by volatile organic compounds (NH<sub>3</sub>, and H<sub>2</sub>S).

The limitation of CO<sub>2</sub> and CH<sub>4</sub> emissions and enhanced humification caused by the applied bacteria has most likely contributed to higher concentration levels of carbon in the end product, which can be attributed to the microbial carbonation process used. The sequestered total organic carbon content was found to be 20 – 26 wt% higher than normal treated compost.

It is also worth mentioning that the end products of microbial carbonation exhibit higher water retention characteristics than mineralized compost. High water retention abilities in these soils assist especially in dry territories.

The positive findings reported in this study indicate promising attributes of using microbial carbonation as a biological treatment process; however, further research is still needed in the windrow construction (height, habitat, housing, covering), verification of disinfection and long-term behaviour of the end products and their affect on the agricultural soil.

## Waste Vegetable Oil Increases the Bioaccessibility of Tar Oil Contaminants in Soil

K.E. Scherr, M. Sumetzberger-Hasinger & A.P. Loibner

*University of Natural Resources and Life Sciences Vienna, Department IFA-Tulln, Institute for Environmental Biotechnology, Tulln, Austria*

Organic contaminants such as tar-oil derived pollutants are frequently encountered in the sub-surface at industrial sites. Despite their hydrophobicity, toxicity and thus, their severe effects on the environment and public health, aromatic hydrocarbons, including tar-oil derived polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) can efficiently be detoxified by naturally occurring soil microorganisms.

In practice, besides the lack of suitable environmental conditions, the diffusion and strong sorption of PAH to the soil matrix is often found to inhibit pollutant degradation. Strongly sequestered contaminants are inaccessible for microbial degradation processes. While nutrients and electron acceptors can be administered in engineered processes or 'bioremediation' in- and ex-situ to support microbial contaminant degradation in contaminated soils, few practical methods exist to increase the contaminant fraction accessible to degradative processes. The contributions of accessible and inaccessible pollutant fractions in soils will, however, eventually determine the potential success of bioremediation measures for historically contaminated matrices.

The use of plant lipids, specifically vegetable oils, as mild biocompatible extractants for bioaccessibility-limited soils was investigated in several studies. The results indicate that PAH accessibility and degradation in industrial soils can be increased by up to 40 % by adding 1 % (w/w) of vegetable triglycerides. In order to cope with economic and ethic issues, the use of thermally stressed plant lipids, as present in waste cooking oil, for PAH extraction was also investigated. Using artificially stressed oils and representative samples collected from a waste cooking oil collection centre, the influence of changed viscosity, saturation and lipid acidity on the heated oils' extraction properties were tested. Thermally stressed oils had slightly reduced extraction efficiency for PAH, most likely due to their increased viscosity. For an engineered application, e.g. as amendments in ex-situ soil bioremediation, these differences are, however, most likely negligible.

The present study indicates that thermally stressed plant lipids, such as waste cooking oils, can efficiently be used to increase the efficacy of ex-situ bioremediation efforts to detoxify PAH-contaminated soils.

## Operating Data of a Funnel & Gate-System with Bio Reactor

C. Weingran

*HIM GmbH, Bereich Altlastensanierung, Biebesheim, Germany*

The subsurface at the site of a former tar plant in Offenbach has been massively contaminated with tar oil. Non-aqueous phase tar oils have penetrated down to the base of the upper aquifer and have spread beyond the former operational premises following the morphology of the base of the aquifer. A plume of dissolved phase organic contamination has developed hydraulically down-gradient of the site. The main contaminants in the groundwater are BTEX compounds (primarily benzene), PAH (primarily naphthalene) and NSO-heterocyclic compounds.

Based on the results of an F+E Project (RUBIN) a concept for containing contaminants at the site using a Funnel & Gate - System was developed. Laboratory and column trials were performed in order to optimize the conditions for the removal of contaminants and to minimize toxicity. As a result of these studies, a bioreactor gate with associated funnel elements was selected as the primary method of treating contaminated groundwater.

It was essential that the complete breakdown or removal of contaminants in the gate should be achieved under conditions in which sufficient system permeability was maintained to allow the continuous hydraulic function of the Funnel & Gate - System. This led as a result to a concept of a structured controllable reactor and hence away from a purely passive, poorly controllable system to a system with control and intervention possibilities.

Between October 2006 and March 2007 a large-scale pilot plant Funnel & Gate - System was constructed with one gate and two funnel wings, each 30 m long. The gate consists of a sedimentation stage, three bioreactors connected in series and an activated carbon stage. In the initial sedimentation stage, iron is extracted from the groundwater in order to prevent blocking in the later bioreactor levels. As oxidation agent hydrogen peroxide is dosed into groundwater at the inlet to the plate clarifier.

In the bioreactors, the degradable organic contaminants are eliminated using microorganisms under aerobic conditions. To stimulate this process hydrogen peroxide, nitrate, and phosphate are added at dosing points before each bioreactor. Free water zones separate the bioreactors and allow groundwater moving through the gate to be collected, controlled, dosed, and monitored. The activated carbon stage was initially conceived to retain contaminants that degrade poorly. However, the results of the five year test period show that the biological removal has been well established within the system and that, in addition to the main contaminants, large molecule PAH compounds as well as NSO-heterocyclic compounds are being degraded. The removal rate for all contaminant parameters exceeds 99 %. Based on these results an

installation of an active carbon stage is not necessary. An additional decisive finding is that contaminant concentrations down-gradient of the bioreactor have already been considerably reduced, as was originally predicted.

Control parameters (oxygen and SAK254nm) for fast and easy surveillance of the reactor operation were identified and tested. Thus, further future interferences of the bioreactor system operation, especially with respect to the degradation efficiency, can be detected faster and resolved. In addition to improving operational efficiency and security, the implemented measures led to a reduction in operation and supervision costs.

In order to capture the entire groundwater discharge from the former industrial site, in the next few years it is planned to extend the guide walls of the existing Funnel & Gate - System at both ends. Due to the very good degradation efficiency it will not be necessary to install a second gate, unlike originally planned.

## Remediation of Acidic Lakes and Contaminated Sludge by Injection of CO<sub>2</sub>

E. Beitinger  
*Ingenieurbüro E. Beitinger, Schriesheim, Germany*

J. Thomas  
*Arcadis, vormalis URS, Kassel, Germany*

V. Preuß  
*Brandenburgische TU, Cottbus, Germany*

H. Großkinsky  
*Gebr. Kemmer GmbH, Berlin, Germany*

The “Floating Bioreactor” was invented and designed by URS Deutschland GmbH to remediate mainly polluted sediments with organic load. The principles of the floating bioreactor have been tested for the dredging of sediments in channels in Berlin and for the neutralization of acidic lakes in the state of Brandenburg, Germany.

The pilot test has been funded through the Bundesministerium für Forschung und Bildung (BMBF) and accompanied by the Federal Research Centre Karlsruhe, Water Technology and disposal. The partners of URS have been Gebr. Kemmer GmbH, Berlin, to cover construction, installation, and operation, and the Department for Water Technology and Municipal Water Construction at the University of Cottbus (BTU) as the scientific supervisor.

The main technical principles of the floating Bioreactor are:

- Loosening and lifting of sediments by injection of air in a riser pipe (“mammoth pump”),
- Delivery of oxygen during sediment lift,
- Stripping of volatile compounds (contaminants and bad odor),
- Collecting and cleaning of separated air from air lift device with granular activated carbon,
- On-site treatment of lifted suspension, such as sorting and clarification,
- Controlled re-suspension within water body and
- All installed on a floating barge.

The test site was the lake Burghammer, a former brown coal (lignite) pit, with pH values in the flooded lake water of 2.5 to 3. The acidity is caused by oxidation processes of pyrite which are forming sulfate acid. The lake Burghammer covers an area of 445 hectares and has a volume of 36 million m<sup>3</sup>. The lake will be used as a reservoir for the river Spree (Berlin) and therefore water quality is of major concern. Besides the low pH value, sulfate and iron are showing high concentrations. Organic carbon content is low. In the past the lake was also used to dump fly ashes from nearby coal firing plants. The fly ash does still have alkalinity which could be used as reagent for the neutralization process. The fundamental idea was therefore not to inject air into the airlift device but carbon dioxide. Carbon dioxide and lime are forming CaCO<sub>3</sub> creating a long-term buffer to lower the acidity of the lake. The results showed that the neutralization potential could be increased from  $-3 \text{ mol/m}^3$  to  $+0.5 \text{ mol/m}^3$ . PH value rose from 2.9 to 7.

The comparison of lifting ashes with air and with CO<sub>2</sub> did show a significant higher buffering capacity by using CO<sub>2</sub> six times more than without using CO<sub>2</sub> as driver for the mammoth pump.

The pilot test results allow to substitute the use of lime Ca(OH)<sub>2</sub> for the lifting of dumped ashes by the injection of carbon dioxide. Instead of emitting carbon dioxide through the thermal processing of CaO the lake would act as a long-term CO<sub>2</sub> dump for approximately 400,000 tons of CO<sub>2</sub> equivalent.

The Floating Bioreactor is therefore a method not limited to the elimination of organic substances from anaerobic sediments, the aeration of lakes and the reduction of phosphate but also allows for physical treatment, such as neutralization. The use of carbon dioxide for remediation projects offers a new approach to sustainable solutions.

## Application of Laboratory Tests for In-Situ-Groundwater Remediation

D. Poetke & J. Großmann  
*GICON GmbH, Dresden, Germany*

C. Nitsche  
*BGD GmbH, Dresden, Germany*

Laboratory tests, which are conducted at near-natural conditions and which consider the scale-factors between laboratory and field, are indispensable prerequisite for the analysis of groundwater treatment processes. In addition, the laboratory tests are crucial to determine the parameter of groundwater flow as a solid basis for decision making in remediation project planning, controlling, and evaluation. In compliance with these requirements, a laboratory test to determine first order kinetics of microbial degradation has been developed and applied by the companies BGD and GICON. For the first time, this test provided evidence for the impact of immobile porosity on pollutant degradation. We developed a new method to infiltrate reactive substances for in-situ-groundwater remediation that was part of the research project “Verbundprojekt: Entwicklung eines Verfahrens zur in-situ Schadstoffminderung MKW- und BTEX belasteter Standorte – Teilprojekt 2: Testfeldaufbau und -betrieb, Transportmodellierung“, funded by the German Federal Ministry for Education and Research. The method was successfully applied at the Vereinigten Molkereizentralen GmbH & Co. KG in Berlin, Germany. The remediation objectives were met to 100 % regarding time and to 86 % regarding targeted pollution values.



## NA-Screening: The Proof of Natural Attenuation Downstream of Landfills

S. Kühn, T. Struppe & C. Charlé

*Struppe & Dr. Kühn Umweltberatung GbR, Berlin, Germany*

The “NA-Screening” is a tool to distinguish between those contaminated sites, where Natural Attenuation (NA) is sufficiently effective to contain and minimize the groundwater contamination, and those sites, where it cannot be used because of neighboring sensitive environment or insufficient NA effectiveness. The “NA-Screening” has a hierarchical structure with three steps (Kühn et al. 2011). Only when these three steps have a positive result the monitored natural attenuation (MNA) can commence. Even as these investigative tools are cheap, the method is scientifically sound and a cost effective measure to control and contain groundwater contamination.

The effectiveness of NA is proved by three lines of evidence. In step A the reduction of the emission along a centre-line is measured geochemically and the results are summarized by the main ions, the trace elements, AOX and the DOC/TOC. These parameters are compared to the regional baseline values and the evidence of retention is positive, when the baseline values are approached within an appropriate distance. This distance depends on multiple factors such as groundwater velocity and the distance to the next sensible protective goods. As the depletion should not only be achieved by dilution, it is necessary to prove that NA is as well achieved by mineralization and metabolization. In step B the Theta-method ( $\Theta/\Theta$ ) (Holzbecher et al. 2010) is used as a second check for effects of NA in the groundwater emissions. This method is based on the comparison of concentrations for a tracer and the attenuation-suspect substance. Examinations of the mathematical analytical solutions show that the ratio of normalised concentrations  $\theta_t/\theta$  is expected to increase in space and time in the presence of NA, but to remain constant in case of dilution and diffusion only or no degradation. In step C the contamination reduction by microbiological organisms is demonstrated, as NA effects should not solely attributable to physico-chemical factors, but also to microorganisms. The contribution by groundwater microfauna can be checked with the newly developed DNA-Microarray method (Charlé et al. 2010). This method is used to differentiate bacteria and archaea as well as their activity. Only when all three methods are positive, NA can be used for the reduction of the groundwater contamination. Based on the results of the NA-screening the monitored natural attenuation concept is used (MNA is used to control the reduction of the pollution for as many years as necessary until the agreed sanitation target is reached).

Acknowledgement: The authors wish to thank the BMBF for funding KORA and PRONABAC (FKZ: 0330501 and 033R040A).

## Balancing of Pollutant Emissions in the Underground

A. Schönberg & H. Raupenstrauch  
*Montanuniversität Leoben, Chair of  
Thermal Processing Technology, Leoben, Austria*

D. Adam & R. Markiewicz  
*Geotechnik Adam, Vienna Austria*

M. Zorzi, J. Czeczil & M. Haslehner  
*BALSA GmbH, Vienna, Austria*

The transport of contaminants in the subsurface is a very complex process and is influenced by a variety of factors. Such complex processes, as e.g. the pollutant transport, should be described with the aid of simplified equivalent models. Under an equivalent model, a model with a simplified approach is to be understood, which considers only the essential aspects of processes, describes them abstract, and still delivers realistic results. With an abstract representation of the processes it should be allowed to accept boundary conditions that lead to a simple solution of the problem. As an outcome, the complex process can be described qualitatively and despite the simplified assumptions the results should deliver realistic values. A statement on the actual processes taking place here cannot be made, since these actions are described equivalently. Based on the underlying physical and chemical processes an equivalent model will be created for a particular case, and describes the transport of pollutants.

By using the equivalent mathematical models it will be attempted to obtain meaningful predictions about the spread of pollutant loads due to different occurring processes. The goal is to provide the application of analytical solutions by suitable abstraction of the actual processes involved in the model area. This fact has the advantage of exact mathematical solutions which results can be achieved more quickly. An extensive variation of various parameters in the imaged model area (chemical and physical substance/ground parameters) is in the context of quasi-sensitivity analysis in this way can be carried out efficiently.

Requirement for the usability of such methodological approaches is to provide a suitable description of actual processes in the study area, with the necessary assumption of simplified geometric boundary conditions and homogeneous conditions in the model area, which is a prerequisite for analytical solutions. The presented methodological approaches will ultimately represent suitable for practical planning tools for the prediction and interpretation of various remedial measures concerning the reduction or removal of contaminants from the subsurface. Here two models are presented that differ fundamentally in the modes of action of contaminant transport.

## Protocol and lab measurements supporting the design of a new PRB approach

T. Madarász & P. Szűcs

*University of Miskolc, Institute of Environmental Management, Miskolc, Hungary*

I. Gombkötő

*University of Miskolc, Institute of Raw Material Preparation and Environmental Processing, Miskolc, Hungary*

The traditional reactive materials applied are zero valent iron and active carbon granulate. Our paper shows the concept and design protocol of a new approach of reactive barriers. Within the frame of a research project a new generation permeable reactive barrier system had been developed, where the design and operation considers the whole life cycle of the reactive material from mining through utilization. The reactive matrix is lignite as high humid acid containing material with decent adsorption potential that can reach up to 30 % of that of the active carbon. The research project consisted of four development/research modules that strongly interact with each other. These are the following: 1, Reactive material development; 2, Barrier/layer hydraulic compatibility; 3, Design and technical feasibility; 4, Utilization of exhausted reactive material.

Each development module realized that the results of the individual modules have considerable impact on the other. Based on the considerations of the development modules a rather complex design protocol was created. The presentation shall introduce the design protocol and the supporting modeling activities and laboratory tests.

Application of easily removable multi matrix layers is one of the novelties of the system. During matrix development, lignite samples of four different particle sizes were used (0/5 mm; 0.125/0.25 mm; 0.25/0.5 mm and 0.5/1 mm). Static and dynamic tests can be lab measurements were conducted on the processed samples. Sorption capacity of the lignite had been determined. For this purpose the use of Langmuir isotherms is widely accepted. The isotherm describes the sorption process not only mathematically, but parameters like sorption capacity and sorption strength also can be determined. Important transport parameters were calculated using the breakthrough curves obtained from the column test.

Hydraulic and contaminant transport modeling was a second major task of the research. To support the hydrodynamic modeling task our team has investigated hydraulic conductivity of various inert/reactive material mixtures and created a design supporting background database. Using hydraulic modeling we determined the ideal conditions (such as k value ratio) of the hydrogeological environment and that of the barrier. Using these parameters the effectiveness of the barrier can be characterized by the capture capacity of the barrier. The capture capacity is one important parameter to avoid the undesirable groundwater damming effect of the barrier.

The transport parameters obtained from the column tests were used as input parameters in the transport modeling which proved to be a key supporting tool for the design of the barrier system.

Considering the fact that the lignite as – reactive material – has significantly less contaminant retention capacity than the traditional reactive materials (e.g. active carbon) the system must be capable of replacing the exhausted reactive material more frequently than other systems. To support this the system is designed in such a way that the packages of reactive material could be easily replaced. The exhausted material can be utilized in one of the following three options: co-incineration in coal power plants, gasification or cement industry utilization.

The research and this publication was supported by the TÁMOP 4.2.1.B-10/2/KONV-2010-0001 program.

## New Method for Phase Investigation on Abandoned Waste Sites

C. Nitsche

*BGD GmbH, Dresden, Germany*

P. Buckup

*Bohrlochservice GmbH, Magdeburg, Germany*

J. Großmann

*GICON GmbH, Dresden, Germany*

At abandoned waste sites and chemical spill sites organic pollutants represent the main contaminant for soil and ground water. One crucial difference regarding the impact sources is the water solubility; contaminants might be dissolved in water or present in phases (dense non-aqueous phase liquid, DNAPL or light non-aqueous phase liquid, LNAPL). Until recently, no measuring method was available, which clearly distinguished between these two conditions. Even the neutron-neutron logging, established in the fields of well examination or exploration of deposits, was insufficient because of the limited radiation sources. The results of this research project was the successful application of the newly developed impulse neutron-neutron logging for the detection of dissolved pollutants and pollutants present in phases, such as BTEX, mineral oils and volatile halogenated hydrocarbons. The depth dependent measurements in conjunction with the instant graphical evaluation enabled a flexible and efficient phase and plume investigation and monitoring. The measurements require an inner diameter of approximately 40 mm of the well or canal. For the first time, BTEX, mineral oils, and volatile halogenated hydrocarbons, which are present in complex contaminations, can be detected as dissolved in water or being present in phase.

For financial support, we thank the German Federal Ministry for Economics and Technology.

## depSIM: Numerical 3D-Simulation and its Potential for Landfills

S. Schmuck & R. Widmann

*Urban Water and Waste Management, Faculty of Engineering Sciences, Building Sciences, University of Duisburg-Essen, Essen, Germany*

T. Ricken

*mechanics statics dynamics, Faculty of Architecture and Civil Engineering, Technical University of Dortmund, Dortmund, Germany*

The model depSIM is a dump simulation model, which allows a detailed and time scaled focus into the complex processes of a landfill.

The biological, chemical and physical processes in the waste body are closely connected with each other and can be described mechanically. Therefore a number of differential equations are needed and implemented in the model. The porous media body is examined under the acceptance of a compressible gas phase, a materially incompressible solid state, an organic phase and a liquid phase. For the verification of the numerical model the long time behavior (100 years) was simulated. Further details on the model and the mechanical background are summarized in Robeck, Ricken and Widmann: A finite element simulation model of biological conversion processes in landfills (Waste Management 2011, Volume 31).

The developed model allows a differentiated (time wise and locally) calculation and representation of the temperature, the organic conversion rate, the local pressure ratios and the gas current speeds. By the detailed calculation of the gas speeds at every point of the dump an essential improvement arises compared with conventional arithmetic models for gas forecast and gas capture. These forecast models are based on estimated initial parameters. This allows only forecasts for a complete dump or a dump segment, but allows no coupled calculation of the relevant parameters. The model depSIM offers a spatially differentiated consideration of the gas production.

However, just a spatially exact, quantitative forecast of the gas production is necessary for dump operator and authorities. The right forecast is elementary for the right dimensioning of the gas collection system and gas treatment and the possible use in combined heat and power units. All gas streams can be shown with the simulation model along the dump surface spatially and time wise differentiated. This allows a locally differentiated dump gas management with a division in areas with active or passive gas collection or to estimate the feasibility of a methane oxidation layer.

## Safety Analysis of Permanent Repositories Filled with Nuclear and Other Waste

K. Finsterwalder

*Finsterwalder Umwelttechnik GmbH & Co.KG, Bernau/Hittenkirchen, Germany*

Permanent repositories serve to safely store unusable waste for an indefinite period of time. Storing safely means that the emission limits determined by the authorities are permanently complied with. As the amount of emissions depends on the basic conditions of the repository site and develops as a function of time, the amount of future emissions cannot be deduced from current observation. By means of the simulation programme DESi Variation, the temporal development and the amount of emissions can be determined with due regard to the variance of the emission source data and the environment in case the disposal site contents come in contact with moisture. The effect of measures to reduce the emissions from permanent repositories can be determined in a reliable way.

The data of the disposal site, its contents and its location are taken as a basis for the calculations, which must be determined considering the typical range of variation. In the calculation the influencing variables interfere in such a way that the result is an extremum of the most unfavourable combinations of variation ranges. As the curves resulting from the individual combinations are unsteady states, every possible combination must be calculated. The evaluation of single values by extreme value formation reveals the limit of the possible field of results. As this limit represents the most unfavourable and the most favourable combination of any imaginable influences, their probability of occurrence is very low. By contrast, the results from the average values have a high probability of occurrence, they are additionally indicated for information. They are marked in the resulting graphs by a line in the field of results.

The substance properties which underlie the laws of substance migration in soils were systematically investigated from 1985 to 1995 (Mann 1993, Jessberger 1993, Jessberger 1995) and the applicability of the substance transport equation to soils was validated. The programme DESi Variation (Finsterwalder 1988), (Finsterwalder 1998) for the determination of the emission properties of deposits over geological periods of time was developed in due consideration of the mentioned research findings and data variance. The programme has been validated and verified (Schulz 2003a, Schulz 2003b).

Due to the knowledge of the possible emissions of a disposal site or of old deposits and their changes over historical or geological periods of time, a project-related reproducible determination of the hazard potential is possible. This information provides the basis for the assessment of the protective measures. By changing the properties of the sealing or covering systems or of the basic conditions, e.g. by selecting the location, the (harmful) substance emissions and migrations can be influenced and specifically adapted to a defined target value.

If protective systems are calculated for permanent repositories containing nuclear waste material, the radiation potential must be determined, too. Subject to the substance concentrations and the half-life period, it changes as a function of time and location. The protective systems must be designed in such a way that the defined rated radiation values are complied with, too. If the technically impermeable systems of a permanent repository fail as a result of aging, the soluble substances will emit. An engineer can only influence the amount of emissions in this case. If we consider the requirements for a permanent repository on the basis of this realisation, the main task is to minimise convection and to maximise the sorption capacities. Permanent shall mean that the functioning of the safeguarding, depending on the type of waste, must be ensured for several centuries to several hundreds of thousands of years. As in view of these long periods of time it cannot be assumed that the required systems will be maintained and repaired regularly, they must be designed especially for this requirement.

## Toxicological Tests for Minimizing Risks at Contaminated Sites during Clean Up

K.W. Wruss & O. Mann  
ESW Consulting WRUSS ZT GmbH, Vienna, Austria

K.E. Lorber & W. Bursch  
Montanuniversität Leoben, Leoben, Austria

P. Schöberl  
Wien Energie Gasnetz GmbH, Vienna, Austria

K.E. Scherr & A.P. Loibner  
University of Natural Resources and Applied  
Life Sciences, Vienna, Austria

In advance of a planned cleanup of the contaminated site “Gaswerk Simmering”, a comprehensive appraisal of groundwater was carried out to assess and document the site’s current status. For the first time, a large scale analysis of 16 selected heterocyclic aromatic hydrocarbons (hetero-PAHs) was conducted, in addition to the characterization of a number of standard, routine parameters. The method for analytical detection of hetero-PAHs was specifically developed for this work. The decision to analyze these 16 hetero-PAHs was taken by the author based on the specific site and their assumed toxicological relevance.

The microbiological potential of the contaminated site was assessed using simple indicative parameters of microbiological degradation (nitrate, sulfate and redox potential). The convenient measurements, provided by this method facilitated a rapid estimate of the oxidative and microbiological conditions of the groundwater. The results show that dissolved oxygen in the groundwater under hotspot areas and along the contamination plume was depleted and that most nitrate and sulfate had been consumed. These observations suggest that microbiological degradation processes could be further activated by adding adequate nutrients.

In addition to analytical work, assays for luminous bacteria were conducted, to add an ecotoxicological parameter to the assessment of the site as-is status. This parameter may also be used for future monitoring of the remediation success. Results of the luminous bacteria tests were found to mirror contaminant levels observed in the ground water of the gas works site.

The physico-chemical and eco-toxicological data obtained during the groundwater assay were displayed in two-dimensional format by means of special graphical software, providing a means to visualize the concentration centers of individual contaminants.

As part of the project FAMOS, IFA-Tulln conducted bio-reactor degradation tests with contaminated soil material originating from two hotspots. The samples were extensively analyzed and toxicologically monitored through chemical analysis of selected distinctive parameters and a bioassay battery especially assembled for this purpose by the author. Measurement of the selected 16 hetero-PAHs was included with other analytical parameters and in analogy with the 16 EPA-PAHs, a composite parameter  $\Sigma$ hetero-PAHs was devised. This parameter could then be compared and contrasted with the total 16 EPA-PAHs ( $\Sigma$ EPA-PAHs). The  $\Sigma$ hetero-PAHs was frequently within the same order of magnitude as the  $\Sigma$ EPA-PAHs, which accentuates the importance of the hetero-PAHs that have hitherto only found little attention.

Good agreement was found between the eco-toxicology research with the chosen bioassays (luminous bacteria, Thamnotoxkid FTM, algae and daphnia tests) and the analytically determined concentration of pollutants. In all analyzed samples, decreasing concentration of the selected contaminants ( $\Sigma$ hetero-PAHs,  $\Sigma$ EPA-PAHs,  $\Sigma$ Cyanide and  $\Sigma$ BTEX) was accompanied by a decrease of toxicity with the biological test systems.

This suggests that, with high probability, no elevated toxicity may be expected during the degradation processes because of toxic metabolite formation and/or elevated bioavailability of pollutants.

The described method is very well suited for assessing future changes in groundwater during and after a hotspot remediation and as well, for toxicological monitoring of an ongoing in-situ-remediation at the site of the Gasworks Simmering. As a result of the applied combination of biological test systems and state-of-the-art analyses, even complex mixtures of contaminants can be well defined and toxicologically evaluated.

## Remediation of the Bonfol Landfill: an Organizational and Technical Challenge

A. Aeby

*Head of project and security officer at bci Betriebs-AG, Basel, Switzerland*

The industrial waste landfill at Bonfol in the Canton of Jura, Switzerland, is a heritage of our past. The chemical industry of Basle, amongst others, deposited its production waste during 15 years in a past clay pit before the landfill was closed in 1976. Today, bci Betriebs-AG faces the organizational and technical challenge of disposing of 114,000 tons of hazardous waste under high safety measures.

The bci Betriebs-AG was commissioned by the Basler Chemical Industry (BCI) to professionally and sustainably remediate this landfill. Our team regroups ten specialists from different disciplines and is responsible for the whole planning and realisation of the definite remediation project. Since there is only little experience worldwide in the remediation of industrial waste landfills in the size of the present one, this team is actually playing a pioneering role in the domain of contaminated site remediation. Communicational and public affair aspects are of great importance for this challenging project, even more as different stakeholders complain the history of the landfill as well as details of the current remediation setup.

During the filling of the landfill, the waste has been exposed to air and rain, changing temperatures, and possibly also chemical interactions. For safety and environmental reasons, it has been decided to excavate all waste by a remote-controlled grapple inside of a ventilated excavation hall. Without any separation, all the waste is prepared and – if necessary – stabilized for its safe transportation by train in specially designed containers to hazardous waste incineration plants in Germany and Belgium.

After years of planning and organizational as well as infrastructural preparation, on April 15<sup>th</sup> 2010, the first grapple of hazardous waste has been taken out of the Bonfol industrial landfill. During a test phase of three months, all installations and procedures have been checked intensely and the general remediation concept, the technical implementation and the safety measures have been validated. The exhaust air is treated by combustion and constantly monitored. The drained leachate of the landfill and used water from the transport container decontamination is cleaned in an on-site water treatment facility.

On July 7<sup>th</sup> 2010, an explosion occurred inside the excavation hall that caused no injury, but several equipment damages, and an immediate interruption of the remediation. During nine months, bci Betriebs-AG, its partners and external experts evaluated, developed, and implemented measures that seek first to prevent a further explosion as far as possible and second to reduce the impact of an explosion if prevention would not work.

In May 2011, the remediation has been restarted with a new test phase for the complementary security measures, technical and organisational adjustments. The Cantonal authorities have given in May 2012 the official operation licence. Until July 2012, already 50,000 tons of hazardous waste have been excavated, prepared for the transport and burnt in special incineration plants.

The excavation hall, weighing 2,000 tons, will be shifted to the northern part of the landfill in early 2013. Two years later, all the waste will be taken out and the remaining contaminated clay will be excavated. After inspection and approval by the Cantonal authorities, the remediated site will be refilled with clean soil, the buildings dismantled and about 15,000 trees planted. It will take about four to five years until the hydrologic balance in the area is fully stabilised. During this period and a few years after, the water quality will remain under permanent monitoring.

For further information see [www.bci-info.ch](http://www.bci-info.ch)



## Field Experiment of an Innovative In-situ Remediation Method for Chromate

P. Müller

*Institute for Sustainable Waste Management and Technology (IAE), Montanuniversitaet Leoben, Leoben, Austria*

Based on a R&D- project in the field of in-situ remediation of chromium contaminated soil, a new approach on source ('hot-spot') decontamination in connection with pump-and-treat-technique has been developed at the Institute of Sustainable Waste Management and Technology (IAE) at the Montanuniversitaet Leoben.

Chromate contaminated soil samples from a former leather tannery in southern Austria have been investigated in the laboratory, concerning redox-reactions by adding reduction agents (RA) to the soil. The main objective of the treatment was to change the hexavalent chromium ( $\text{Cr}^{\text{VI}}$ ) to the trivalent state ( $\text{Cr}^{\text{III}}$ ), which results in detoxification and immobilisation of chromium. Beside ferrous iron solutions (e.g.  $\text{FeSO}_4$  and  $\text{FeCl}_2$ ) sodium dithionite ( $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_4$ ) has been successfully tested in soil column experiments. However, during the first exchanges of pore volumes by irrigation, despite reduction and immobilisation, a high concentration of  $\text{Cr}^{\text{VI}}$  was observed in the leachate. Anionic ions (esp.  $\text{SO}_4^{2-}$ ) apparently exchanged with and displaced  $\text{CrO}_4^{2-}$ -ions, which accumulated in the percolated solution.

Iron itself is a powerful reactant for many contaminants considering remediation by electrochemical and sorption mechanism. On the one hand, aqueous ferrous iron has shown to reduce chromate compounds in wastewater effectively, but increased salinity and changes in pH may lead to interfering precipitation effects. On the other hand, elemental zero valent iron ( $\text{Fe}^0$ ) is successfully used in reactive walls to treat several hazardous species by providing additional electrons to the redox process. Although this  $\text{Fe}^0$ -treatment is already state of the art, problems arise from precipitation, surface passivation and gas clogging at the wall. To avoid these interferences and utilize the advantages of  $\text{Fe}^0$ , iron granulates are put into motion in a fluidized bed reactor. This leads to mechanical abrasion and therefore no passivation of the iron particles surfaces takes place. Other than that, mentioned abrasion-particles provide additional electrons for redox-reactions and adsorption-places. Moreover, turbulent flow in the fluidized bed reactor assures a thorough mixing of the water to be treated.

Laboratory experiments have been followed by field scale investigations, constructing a pilot plant at the testing site. The concept of this pump-and-treat-system contains an irrigation unit injecting  $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_4$  into soil, a delivery pump generating a groundwater drawdown cone and lifting the water to the treatment plant and a separation system, removing reduced and precipitated chromium compounds from the sewage. The treatment plant consists of a mobile container, which hosts two series of ten fluidized bed reactor elements connected to each other, several pumps, measurement and control systems. The contaminated water is pumped with a flow rate of 3.5 litre/s into the reactors, where the reduction without any further addition of chemicals takes place.  $\text{Cr}^{\text{VI}}$ -inflow-concentrations (additive spiking) have been reduced from 0.70 mg/litre to less than 0,005 mg/litre (limit of determination) in continuous flow.

The injection system is composed of eight stainless steel lances, which can be flexible disposed inside the experimental area in a given grid of 3.5 m spacing to each other. The concentration of the reducing solution was 33 mM/litre on the average. In total, ten pore volumes of effluents have been exchanged at the most contaminated area within four months.

The  $\text{Cr}^{\text{VI}}$ -contaminated testing ground at the tannery's location has an area of about 400 m<sup>2</sup> and its surface is sealed with an old cobble stone pavement overgrown mostly with grass. Hydrogeology at the Site can be summed up as permeable subsurface with groundwater levels in the range of 7 to 9 m below ground. The aquifer's permeability was determined with  $6.03 \times 10^{-3}$  m/s and the phreatic surface slope is very low (approx. 0.35 ‰).

## Successful In-Situ-Remediation of Diesel Spill with Bioventing

H. Kraiger & H. Zehentner

*GWU Geologie-Wasser-Umwelt GmbH, Salzburg, Austria*

Following an accident of a tank vehicle in Gmunden (Upper Austria) 2007, about 60,000 kg of diesel fuel were spilled and percolated into the soil. As an emergency measure soil was removed up to 3.2 m depth. Consecutively, information about investigation and remediation method selection as well as implementation details are given.

More than 30 core drillings brought information about underground situation and 3D-distribution of contamination. In addition, 3 groundwater wells were installed for monitoring purposes.

Based on the information of the investigations, it was possible to divide the contaminated area into an inner (central) section (about 1,400 m<sup>2</sup>) with higher contamination and a wider section (900 m<sup>2</sup>) with clearly lower concentrations.

Highest concentrations are located in the centre in depths between 1.5 to 5 m with an average concentration of 1,650 mg/kg KW-IR (aliphatic hydrocarbons). Downwards concentration is decreasing very fast, between 5 – 25 m an average concentration of 290 mg/kg was detected. In the wider area concentrations are generally lower, showing 290 mg/kg (0 – 5 m) and 180 mg/kg (5 - 25 m) respectively. The mass balance of contaminants shows that the whole amount of spilled hydrocarbons was detected.

Soil in the contaminated area is made up of more than 60 m in depth of glacial sediments (gravels and sands), which show a high degree of density. Beneath this sequence neogene marls (Schlier), are following, which work as aquiclude. The thickness of aquifer is low (1 – 3 m), pumping test gave hydraulic conductivities of about  $3 \times 10^{-3}$  m/s.

These favorable circumstances (large depth to water table, dense packing of sediment) supported the retention of hydrocarbons. During five years of groundwater monitoring, no hydrocarbons were detected.

Promising results of investigations regarding the permeability of soil for gases supported the idea of an in-situ-remediation. In addition, the potential of biodegradability in the contaminated zone was tested. It could be shown, that an already existing microbial population could lead to a decrease of hydrocarbons if a sufficient amount of nutrition was supplied.

Based on results obtained, a venting system consisting of seven ventilation wells and one controlling well was installed. The venting should supply the necessary oxygen for biological degradation. Degradable hydrocarbons are transformed into CO<sub>2</sub>, and carbon dioxide as well as gaseous nitrogen fumigate into the atmosphere. Degradation of hydrocarbon contaminants lowers the overall risk potential and minimizes the risk of groundwater contamination.

40 compressors supply a total amount of 400 m<sup>3</sup> air per hour. The supply is carried out with constant volume, three different soil levels are ventilated.

In a central controlling well, the concentrations of O<sub>2</sub>, CO<sub>2</sub> and hydrocarbons as well as temperature and moisture are detected every day. Sampling and analyzing are carried out automatically and can be recalled by phone. Based on the detected amounts of the mentioned gases in the ground air in comparison with the well-known composition of the supplied air the reacting parts of hydrogen and carbon can be calculated and balanced.

Compressors, analyzing equipment as well as process measuring and control technology are situated in a single container. Bioventing started at the end of 2010, based on numerical modeling a duration of five to seven years was estimated. Results obtained in the meantime show very good progress of degradation (about 80 %), which indicates a probable reduction of venting time of two to three years.

## Evapotranspiration Layer as a Top Cover for the Landfill “Siggerwiesen”

R. Prantl & V. Brandner

*blp GeoServices gmbh, Vienna, Austria*

The Austrian Landfill Ordinance 2008 enforces the application of alternative top covers, for example the evapotranspiration layer. Furthermore, a temporary surface coverage is necessary for landfills with a large amount of biodegradable waste. This cover, which is permeable to water, optimizes the water balance in the landfill body in the first phase after closure of the landfill.

Due to these new regulations in the Landfill Ordinance 2008, some new questions and new options have arisen for the owners of waste sites, planning engineers and authorities. The following paper presents a practical example where these questions and options are shown from the point of view of a planning engineer.

For the closure of parts of the landfill „Siggerwiesen“, operated by the „Salzburger Abfallbeseitigung GmbH (SAB)“ a conceptual study was developed. As the result of this study and the discussions with the owner of the landfill and the authorities, the following solution was chosen and a technical project for the closure of the landfill was elaborated and allotted.

Different cover systems are used for different parts of the landfill: For the slope zone, a temporary surface coverage of an evapotranspiration layer with 2.0 m of soil with a gas drainage layer and a vegetation of bushes and trees is planned. This permeable layer allows the infiltration of a certain amount of water and residual gases may be oxidized in the soil layer. The crossover to the final coverage occurs through improvement in the efficiency of the evaporation. On the one hand improvement of the soil structure will lead to an increase of the water retention in the soil and on the other hand the growth of the vegetation will lead to an increase in the efficiency of the transpiration. Due to this development an improvement of sealing and a reduction of leachate will be achieved.

With this system, it will be possible to evapotranspire a large part of the precipitation. But due to the high amount of annual rainfall in Salzburg it will not be possible to reach the required target of leachate reduction (5 % of the annual precipitation).

Therefore, in the plateau of the landfill a different system will be used. For the temporary surface coverage, a recultivation layer of 1.0 m of soil with a gas drainage layer and a grass-vegetation will be used. This permeable layer allows the infiltration of water and some residual gases to be oxidized in the soil. The crossover to the final coverage occurs through a reconstruction of the soil cover. The recultivation layer is removed and stored. Directly on the existing gas drainage layer a conventional top cover with a combined seal and drainage layer is applied. Finally, the soil from the stored recultivation layer is applied on the sealing system and planted with a bush- and tree vegetation.

With the combination of these two systems, the limiting value of 5 % leachate in relation to the annual precipitation will be set the average value of the total area.

To check this, and to characterize the total system, numerical simulations of the water balance of the system were carried out with the simulation-model „HELP“ using weather-data for this area from the past decades.

The realization of the project started in spring 2012 and is currently under way.

## Appropriate Maintenance and Monitoring of Landfill Drainage

W. Edenberger & J. Kässinger

*Ingenieurgesellschaft Prof. Czurda und Partner mbH, Urbach/Karlsruhe, Germany*

The drainage system of a landfill is an essential part of the sealing system, in particular of the landfill base sealing. The perforated or slotted drainage pipes are embedded in the surface drainage. Materials like clay or stoneware were formerly used for pipes. PE-HD pipes are currently state-of-the-art. Leachate is collected in and conveyed via pipes to the appropriate treatment. In case of damages within this crucial part of the landfill construction, severe consequences for the stability and the sealing of the landfill and therefore for the environment can occur. As prevention, high pressure cleaning and pipe inspections in these systems are carried out. To maintain the drainage function of the pipes, changes or already existing damages in pipe walls are visually captured in order to take appropriate action for preserving the drainage function and for rehabilitation measures.

Periodic inspections of landfill drainage systems have regularly shown that consistent use of appropriate maintenance techniques, inspections and evaluations can improve operational efficiency to ensure long-term drainage of the landfill.

Especially consistent functionality maintenance of these systems presents a highly relevant task up to the aftercare phase of a landfill.

As a failure of the drainage system results in financial, technical and environmental risks, strategies for monitoring and maintenance have to be already developed during operation and decommissioning phase to minimize such risks during the aftercare phase of the landfill.

The basis for these strategies is provided by a regular and efficient use of the available techniques and subsequently, by a qualified evaluation of the monitoring results.

To reduce the cost of monitoring and maintenance of the drainage system to a minimum during the aftercare phase, appropriate short-, medium- and long-term actions have to be taken to maintain the functionality of a pipe or pipe section.

If the measures are implemented consistently and effectively, the drainage of the landfill is sustainably secured. In combination with a functional surface sealing a well maintained drainage system is sufficiently compliant with due diligence towards the environment.

The following core tasks must be performed for this purpose:

- Cleaning of the drainage system,
- TV inspection,
- Status detecting,
- Measurement of gradient,
- Temperature measurement,
- Deformation measurement,
- Evaluation of inspection data,
- Report on the status of the drainage system,
- Monitoring of damage patterns,
- Strategies for maintaining the drainage function and
- Development of rehabilitation measures.

## Identification and Remediation of Damages to Landfill Drainpipes

D. Löwe

*bds Boden- und Deponie-Sanierungs GmbH, Neufahrn, Germany*

Landfill drainpipes play a significant role in the life cycle of a landfill. Properly functioning drainpipes are of high importance for any landfill operators. Both in the Landfill Ordinance and in the Technical Instructions on Municipal Waste (TA Siedlungsabfall (TASI), meanwhile repealed), the significance of drainpipes is explicitly highlighted for the operation as well as for the aftercare phase. With the amendment of the EC Landfill (Landfill Ordinance) of April 27, 2009, another step towards generational fairness has been taken, so that no "ticking time bombs" will be inherited by future generations. Therefore the basis for a proper after closure phase has to be created already in the operating phase. Here, landfill drainpipes play a significant role.

Due to operational reasons, the maintenance of these pipes has to be assured at any time, and for cost reasons necessary remedial works should be carried out at an early stage. During proper servicing and maintenance of these pipes a lot of data are collected. For documentation, a civil engineering technical geoinformation system should be used for developing or extending a cadastral register.

## Improving the Gas Yield by Upgrading the Gas Collection System and Water Infiltration

G. Rettenberger

*University of Applied Sciences (UAS) Trier and Ingenieurgruppe RUK, Stuttgart, Germany*

It is often reported that a rapidly diminishing landfill gas production occurs. There may be many reasons caused by the degradation process, eg oxygen may influence the biocenosis or there is too little water content. A water infiltration could enhance the development of gas again. Just recently it is also clear that the gas collection itself is subject to aging and should be replaced by new system, or at least revised. Practical examples show a nearly 50 % increase in gas yields.

In order to achieve an improvement in the yield of gas, thus making the landfill ultimately produce fewer emissions, in principle, several solutions are possible:

- Improvement of waste disposal,
- Improving the gas collection and
- Intensification of degradation processes through the infiltration of water.

Technically, the concept of an improved landfill technology could be implemented as bioreactor landfill, as propagated in part. The waste will be deposited at this landfill in small portions only over a short period in order to subsequently operate the landfill as a reactor. In that case the metabolic products can be controlled very effectily.

Whether this technology is effective to control the gaseous emissions in the operational phase is not yet proven. In any case, it is clear that an optimum gas capture can only be achieved if the technical means are used to optimize the targeted release of the gases.

The improvement in gas yield can be achieved if older systems be amended, revised or replaced by new ones.

In the case of the landfill Außernzell in an older section horizontal gas collectors had been subsequently introduced. This led to a significant increase of the discharged gas volume flow.

In the case of the revision of the existing landfill gas collection system at the landfill Mechernich caused by the construction of new gas wells the increase of the captured gas stream was by 50 %.

The entry of leachate has now been implemented at several landfills. At the landfill Hall / Lochau, leachate infiltration into trenches as a part of bigger infiltration fields of the waste disposal site, this technique has been successfully operated for several years.

The change in the gas yield after running for about a year was different as compared to unafected areas by about 30 %.

This shows that in particular the revision of the gas collection system has the best effect to improve the gas yield.

## Evaluation of the Efficiency of Methane Oxidation Layers

A. Seyfert

SEF-Energietechnik GmbH, Zwickau, Germany

The gas building level of older landfills is decreasing continuously. Below a lower limit of CH<sub>4</sub>-content an active gas utilization systems can't be used and a passive system for methane elimination has to be implemented. An effective and cost efficient method is the utilization of the restoration layer to implement an adequate system composed of a landfill gas distribution layer and covering layer. The landfill gas will be distributed below the covering layer and will slowly migrate through the surface. If there is an adequate migration rate the methane will be completely oxidized. The implementation of such a methane oxidation system during surface sealing of landfills is easy to realize and there is mostly sufficient available area.

The efficiency of different methods and kinds of methane oxidation systems in the restoration layer of landfills is analyzed in the given report. In Saxony there are more than ten surface sealed landfills with a methane oxidation system with operation experiences. Basically five different systems of landfill gas distribution into the restoration layer with different thickness of covering layers were examined. Beside the utilization of the drainage layer for gas distribution also special systems with distribution layers located in different distances from the surface are executed. These special layers can be subdivided into single areas, into several horizontal trenches or as a mixture of the different variants as well.

In addition different soil-mechanical tests and air flow tests through different driving rod samples were carried out. Finally there is one important result. Although nearly all samples will be suited according the effective guidance in the soil mechanical test, the air flow rate at varying pressures (0 – 10 mbar) is very different. Hence the landfill gas migration rate will also be different and finally the methane conversion rate as well.

To compare the efficiency of the five examined systems special parameters were measured and evaluated during a long test period. Beside the methane content of the different gas wells the gas volume stream from the gas wells into the gas distribution layer was measured. At the same time the CH<sub>4</sub>-content at the surface was measured using a flame ionization detector (FID). By mathematical method the unconverted flow rate of methane was calculated for each of the five different systems. Considering the medium value of all measurements the conversion rate of each system was calculated finally.

Basically all of the five methane oxidation systems showed sufficient conversion rates of more than 90 %. But there are some differences, described in the following points:

- If the gas distribution layer is located in deeper zones of the restoration layer the methane content of the gas wells is not changing for a long time because no air is coming into the landfill body during back flow times. When the distribution layer is located in the upper zones of the restoration layer (about 40 cm) the gas will be mixed with air inside this slice and the landfill area around the wells getting more and more aerobic.
- There are problems in the use of water drainage layer for landfill gas. This layer has open sides to realize the water outflow and there is no possibility to build up a gas pressure in this zone. Hence if the migration rate through the surface is limited, the gas can flow unconverted out of these zones. A better solution is using a separate distribution layer in the middle of the restoration layer because all properties can be adjusted.
- A homogeneous distribution of the landfill gas in the distribution layer is very important. That's why a special construction is necessary. In addition, the migration rate of the used top soil has to be adjusted to the existing distribution system. The changed soil condition during the deposition time has to be considered.

## Landfill Gas Utilization Using Micro Gas Turbines During after Care Period

C. Bröcker

*CDM Consult GmbH, Bochum, Germany*

F. Hübl

*ETG Ingenieur- & Bauges.m.b.H, Vienna, Austria*

The cessation of the disposal of organic material in German municipal landfills in 2005 has led to a decrease in the extraction of landfill gas and a decline in the revenues from landfill gas utilization. In consequence the gas extraction facilities are often larger than presently necessary for the gas capacity. The decision to “down size” and invest in newer, smaller facilities is considered risky in the view of the decrease in gas quantities. The trend is heading more towards a greater investment in thermal treatment facilities and less in gas utilization systems. Parallel to this development is the observation that many of the existing gas extraction facilities are dilapidated and unable to extract the gas potential in the landfill in their present condition. However comprehensive investigations of several sites show that the respective municipal landfills still contain a large amount of organic material with a high gas potential.

A modernized, state of the art gas extraction system with an aligned technical facility would enable a higher efficiency of gas extraction in municipal landfills with an improved gas concentration. The positive consequence of increased gas revenues is accompanied by the fulfillment of a further goal: the long term, extensive stabilization of the remaining organic material within the landfill.

This article will firstly discuss the primal conditions necessary for an optimal gas formation and gas extraction as the basic prerequisite for an economical, energetic utilization of landfill gas during the closure and after care period of a municipal landfill. The central theme of operational experience and know-how in connection with the technical and economical aspects of micro gas turbines will follow.



## Overview of Methodologies and Projects for Landfill Aeration

M. Ritzkowski

*Hamburg University of Technology, Institute of Environmental Technology and Energy Economics, Hamburg, Germany*

Landfill aeration as a methodology for a fast, controlled and sustainable conversion of landfills into a biological stabilised state attracts attention worldwide. In many cases, landfill aeration can be considered the only technically and economically feasible method to significantly reduce the aftercare, both by time and complexity. In other cases aeration contributes towards the long term reduction of greenhouse gas and leachate emissions (semi-aerobic concept) or is applied for the fast recovery of landfill volume (aerated bioreactor concept). Numerous studies in laboratory scale have been conducted over the past two decades and full scale examples are increasing by number in particular since 15 years ago.

Some of the most comprehensive investigations have been made in Germany and, due to the high interest in this technology; more investigations are underway in different European countries (e.g. The Netherlands) nowadays. This is certainly essential as in-situ aeration stands for more than just injecting air into a landfill. Aspects as e.g. well design and spacing, selection of appropriate air volume and pressure, control of air distribution, temperature and moisture control as well as potential pollutants mobilisation into both, gas and liquid phase have to be considered. Finally, the question of a particular point in time to terminate the aeration process has to be answered. The latter includes indications about the biological landfill stability achieved during aeration and leads back to the initial consideration on sustainability. Thus, not only technical and ecological aspects have to be considered but also economic issues.

When reviewing available literature it becomes obvious that the term “landfill aeration” comprises a variety of different concepts. Over the past decades many of these concepts have proven to be applicable at full scale, even though in the majority of cases a clear proof of success has not been provided. The reasons for this are manifold and include, beside others, a lack of general parameters and target values for the successful completion of aeration as well as the application of insufficient monitoring programs during aeration. Furthermore, the aeration of landfills has to follow a number of very specific objectives in accordance with the local situation, framework requirements and the specific problems.

Landfill mining projects are often associated with short term aeration measures to minimise odours and methane concentrations. In order to prevent long term hazards like e.g. methane gas accumulation in or nearby buildings, passive aeration/air venting concepts offer certain advantages. For the fast recovery of filling capacity the aerobic bioreactor concept might be applied. This concept enables the combination of water addition and leachate recirculation with the introduction of air into relatively reactive (biologically unstable) waste materials. In terms of an accelerated biological stabilisation of the waste organic fraction low pressure aeration concepts combining air injection and off-gas extraction are most appropriate. In order to reduce negative environmental impacts caused by landfills (mainly the uncontrolled emission of greenhouse gases and polluted leachate) under the situation of limited economical resources, the semi-aerobic landfill concept holds a warranty.

Obviously the great variety of landfill aeration concepts and the increasing number of realised aeration projects should be used as a chance and basis for a broad discussion and exchange among experts in this field. Based on the existing experiences potential combinations of concepts might be further developed, such as e.g. the inclusion of wind driven aspirators in the semi-aerobic landfill concept, the application of deep-filtered gas wells for active aeration, intermittent operation in low pressure concepts as well as the adjustment of temperatures by a controlled addition of water or leachate.

## Site-Specific Aftercare Completion Criteria: Case Studies

D. Laner & J. Fellner

*Vienna University of Technology, Institute for Water Quality, Resources and Waste Management, Vienna, Austria*

Municipal solid waste (MSW) landfills need to be managed after closure to assure the long-term protection of human health and the environment. Aftercare can be completed when the authorities consider a landfill to no longer pose a threat to humans and the environment. A methodology for deriving site-specific aftercare completion criteria has been developed and its application to three closed MSW landfill is illustrated in this work. The evaluation method combines models addressing waste emission behavior, long-term barrier performance, and pollutant migration to assess the potential impact of landfill emissions on the environment (e.g. groundwater). Based on the definition of acceptable impact levels at certain points of compliance, scenario- and pollutant-specific aftercare completion criteria can be derived. The criteria can be used to compare different management strategies in view of duration and intensity of aftercare.

At all the case study landfills municipal solid waste (MSW) has been deposited. Landfill A was closed in 2007 (1,300,000 tons of waste), Landfill B in 2002 (500,000 tons of waste), and Landfill C in 1988 (100,000 tons of waste). The climatic conditions at the sites differ significantly, for instance the annual precipitation rates are around 730 mm and 630 mm at Landfill B and C, respectively, and around 1200 mm at Landfill A. Scenario-based aftercare completion criteria are derived for each site assuming a slow-degradation of the top cover system and an inefficient base lining system after the end of aftercare. Drinking water quality standards are used to define quality criteria for the acceptable impacts on the groundwater. The resulting leachate completion criteria for ammonium-nitrogen are 217 mg/litre at Landfill A, 6 mg/litre at Landfill B, and 75 mg/litre at Landfill C. With respect to leachate quality, ammonium-nitrogen turns out to be the most critical constituent (among the investigated parameters COD, Cl, and  $\text{NH}_4\text{-N}$ ), as it takes the longest time to comply with the respective criteria in the leachate. In addition to the emission-related criteria, the conditions assumed in the long-term emission scenario underlying the evaluation represent further completion criteria (e.g. maintaining a certain top cover layout and performance). The durations of aftercare (i.e. until the ammonium-nitrogen completion criteria could be reached in the leachate) were determined for two different aftercare strategies. One strategy is to leave the temporary cover (between 11 and 25 % of precipitation infiltrate into the waste) at the landfill until the ammonium completion criterion can be met and afterwards a final cover will be installed. The other strategy is to install a final cover now (in the year 2012) and maintain it so that a maximum of 5 % of annual precipitation enter the waste body (legal requirement in Austria) until the completion criteria can be met. In case of temporary cover, the remaining aftercare periods at the sites are 50 years for Landfill A, 250 years for Landfill B and 30 years for Landfill C. In case of final cover placement now, the remaining durations of aftercare are 300 years for Landfill A, 560 years for Landfill B, and 160 years for Landfill C. Hence, while encapsulation results in aftercare duration of several centuries, the temporary cover option reduces aftercare durations, but requires a substantial amount of leachate to be treated for many decades and therefore comes with higher running costs during aftercare. In view of the long aftercare periods determined for the landfills, intensified emission reduction as well as low-intensity technologies suitable for dealing with residual emissions persisting at the landfill for long time (e.g. extensive leachate treatment concepts especially addressing ammonia-nitrogen) should be considered in the development of site-specific aftercare strategies. Against this background, the evaluation provides a basis to plan and optimize landfill aftercare, as it links intensity and duration of aftercare in view of a defined state of the landfill at aftercare completion.

## Environmental Assessment for Redeveloping Former Small Municipal Landfill Sites

E. Huter

*NÖ Umweltschutz, St. Pölten, Austria*

Specific focus of managing potentially contaminated sites in the province of Lower Austria are former small municipal landfill sites. In 1997 a guideline describing the procedure of preliminary risk assessments regarding groundwater, surface water, air and soil was developed by experts at the water management department of the regional government. By 1998 the guideline was set compulsory.

Reacting on first experiences of implementing the guideline a scientific follow-up project "Evaluation and Preliminary Assessment of old Landfills" (EVAPASSOLD) was launched in the year 2000. Given generally limited financial resources the general goal of preliminary assessments is to investigate and assess old municipal landfills sites quickly but accurately for ranking those according to potential hazards. Therefore the goals of EVAPASSOLD have been to check theoretical assumptions of the assessment guideline and to develop new strategies for investigation, assessment and reintegrating small sites to a beneficial use. The project was co-funded under the LIFE-program of the European Commission (Directorate General XI Environment), the Austrian Ministry of Environment and the provinces of Upper Austria and Lower Austria.

In this project a comprehensive investigation of 25 old municipal landfills was conducted. Starting from these results a first simplified investigation approach was developed and tested at 15 further landfills. Thus the final analysis referred to 124 data sets from a total of 40 sites. As a result practically suitable (simple and cost-effective) investigation techniques and factors controlling risks at the stage of preliminary assessments have been identified.

With regard to redevelopment one major conclusion is, if during the operation period of a municipal landfill the total precipitation exceeded 25,000 mm, limit values for unpolluted soil and inert waste are met. Furthermore according to a statistical analysis with regard to parameters characterising degradation processes, in particular TOC, ammonium and landfill gas components like methane and carbon dioxide, a simple indicator for safe redevelopments is suggested:

Total precipitation during the operation period/depth of deposit > 5.0 (m/m).

Hence referring to the scope of the study the boundary conditions in applying this indicator need to be recognised:

- municipal solid waste of small villages,
- no hints on hazardous waste,
- total volume < 50,000 m<sup>3</sup> and
- average depth < 5 m.

## „Brownfield Sites – New Energies“: Feasibility Studies Concerning the Construction of Solar Power Systems on Former Disposal Sites

T. Hauck

*Gesellschaft zur Altlastensanierung in Bayern mbH (GAB), München, Deutschland*

E. Haubrich

*Klinger und Partner Ingenieurbüro für Bauwesen und Umwelttechnik GmbH, Stuttgart, Deutschland*

Bavarian politics defined a heavy increase of renewal energies until the year 2021 in their concept about innovative energies. Solar power systems inhibit an important role within this concept. Thus, solar power systems shall produce about 16 % of the Bavarian energy production until 2021. The construction of solar power systems on former contaminated land sites and disposal sites shall be supported through special measures. Therefore, the support programme „brownfield sites – new energies“ has been created. In a first step a number of potential sites shall be identified. Different projects have been defined on this behalf by the Bavarian State Ministry of the Environment and Public Health (StMUG), where the GAB is in charge of the project management.

The first project (from October 2011 until May 2012), consisted of a feasibility study, where 40 former communal disposal sites, already supervised by GAB through a support program of site investigation and decontamination, have been examined for a future usage for solar energy production. Within this study, universally valid results should be gained regarding requirements and constraints building solar power systems on former disposal sites. Also important was the question how possible requirements might already be approved before the decontamination has taken place in order to plan both, decontamination and construction, at a time, and thus to reduce costs.

In a second project (from December 2011 until August 2012), already decontaminated former disposal sites had been examined. These 40 studies focussed technical questions like the designation of sections of disposal sites for solar power systems, ground foundation engineering, trafficability, and legal questions. Furthermore, the concrete possibilities of realizing solar power systems on these sites, had been viewed, as because of their status as former disposal sites, they are graded as conversional sites in the German Law regarding the preference of renewable energies, which has been much discussed lately. On the basis of a standardized evaluation of economic efficiency together with a technical feasibility for each site, a decision for a construction of a Solar power system on a specific site and the start of the actual construction could be made more quickly.

The results of the single studies are handed over to the communal site owners and institutions. The general results are also presented by the Bavarian State Ministry of the Environment and Public Health (StMUG) and further measures to inform the public about the potential of solar power systems will be taken. Also a support program for the construction of solar power systems on former contaminated land sites and disposal sites has been built.

## Approval of Geosynthetics in Landfills acc. to DVO 2008

O. Syllwasschy

*Huesker Synthetic GmbH, Gescher, Germany*

In the Austrian DVO 2008, the requirements for landfill sites and landfill design are written precisely in chapter 5 and 6. For mineral sealing liners as well as the geologic barrier, certain criteria are given acc. to thickness and permeability. For drainage layers, hydraulic conductivity is the important criteria. DVO 2008 permits to use alternative geosynthetic elements in surface or basal lining systems, e.g. geosynthetic clay liners or drainage mats.

Mineral liners at the base need to have a  $k$ -value of about  $k = 5 \cdot 10^{-10}$  m/s, at the top of a landfill  $k = 1 \cdot 10^{-9}$  m/s. At the base at least 30 cm of clay can be exchanged by geosynthetic clay liners (GBR-C), at the top the complete mineral liner can be exchanged by GCLs.

The german LAGA and BAM approvals and guidelines for the use of geosynthetic clay liners and drainage mats give good advice to prove equivalence of mineral and geosynthetic components.

By transferring  $k$ -values of clay liners into allowable permittivity-values using liner thickness and hydraulic head, they can be compared with geosynthetic clay liners. GBR-C have to be tested for their long term permittivity being affected by cationic exchange processes. The long term permittivity is a product of short term laboratory value, additional water losses in overlapping areas and cationic exchange (CE) processes, especially with  $\text{Ca}^{2+}$ -ions being situated in nearly all kinds of soils. The german LAGA uses factors for CE for sodium-bentonite GBR-Cs by  $A_2 = 6.0$  and for calcium-bentonite GBR-Cs by  $A_2 = 1.5$ . Especially Ca-GBR-Cs can prove their application in small load conditions as given in surface capping systems, having at least 1 m of cover soil, corresponding to a vertical load of just about 15 kPa, being less than normally tested according to ASTM, ÖNORM or DIN. Permittivity needs to be tested in the correct load and hydraulic conditions, often being different from the standards mentioned above.

Calcium-GBR-Cs perform slightly better with regards to their long term behavior than sodium-GBR-Cs, which can be the decisive advantage regarding the stricter austrian requirement for clay liner permeability in surface lining systems. In a separate chapter, natural and artificial mineral liners are compared to GBR-Cs with respect to their cationic exchange capacity showing that heavy calcium-GBR-Cs can compete to some artificial clay/gravel liners. This gives room to use them in basal lining systems having a certain capacity to adsorb a certain amount of pollutants e.g. like Pb, Cd, Hg, Cr or Sr. Furthermore, Calcium-GBR-Cs are able to keep their low permittivity even in waste leachate with very high electrical conductivity up to a range of about 8000  $\mu\text{S}/\text{cm}$ .

Geosynthetic drainage mats can compete against gravel drainage layers even in areas with small inclinations down to 1 V:20 H. It is important to investigate the long term flow rate with respect to the influence of creep- and shear-stresses, installation damage, local reduction of cross section area, chemical reactions, soil input by erosion or suffusion, roots.

Geosynthetic components offer economical, ecological and technical sufficient solutions for landfill capping and sealing systems. Several projects have been executed or are already approved in different countries of Austria.

## Acceptance Criteria of the Austrian Landfill Ordinance 2008 – Evaluation and Adjustment

R. Starke

*Federal Ministry of Agriculture, Forestry, Environment and Water Management, Vienna, Austria*

The Austrian landfill-ordinance 2008 changed the acceptance procedure of waste for tipping based on the Landfill-Directive and the Landfill Decision made by the EU. Two years after implementation, an evaluation process started to investigate the practicability of the analytic procedures. Overall the procedures proved to be adequate for the acceptance process for landfilling of waste. Especially the concepts of a standardized coverage of parameters for testing, the concept of scale, limit and tolerance values, multi-step investigations and the “quarterly model” for large waste streams stood the test. The more complex statistical concepts such as random distribution of samples, calculation of number of samples/sample size based on in- and between batch variability and the procedure for “recurring wastes” (waste stream with non-constant quality) proved to be problematic in practical implementation. The scheduled amendment to the Landfill Directive (expected early 2013) will – based on the final result of the evaluation – implement necessary improvements and corrections of the acceptance procedures to improve applicability in practice.

## Landfill Mining – A Contribution of Waste Management to the Conservation of Resources

K. Fricke, K. Münnich, C. Heußner & S. Wanka  
*TU Braunschweig, Abt. Abfall- und Ressourcensicherung  
Braunschweig, Germany*

M. Krüger  
*Tönsmeier GmbH & Co. KG,  
Porta Westfalica, Germany*

G. Rettenberger  
*Fachhochschule Trier, Lehr- und Forschungs-  
bereich Abfalltechnik, Trier, Germany*

B. Schulte  
*Gesellschaft zur Verwertung  
organischer Abfälle mbH & Co. KG  
(GVoA), Hille, Germany*

The term urban mining broadly comprises anthropogenically created deposits of material resources. When considering the fact that a shortage of resources is expected in the future as well as an increase in price, these anthropogenic deposits are becoming more and more important for the provision of resources. This article refers to landfill mining which is a section of urban mining. It includes an evaluation of potential resources. A brief description of the landfill remediation method follows below. Incentives and impediments regarding landfill remediation are specified as well as required research and development activities.

In Germany approx. 2.5 billion tons of municipal waste have been landfilled since 1975. The quantities landfilled worldwide during this period amount to approx. 36 – 45 billion tons. Only the value of the iron, copper and aluminium resources deposited in German landfills for municipal waste since 1975 is estimated to be approx. 9 billion Euro and the calorific substances - in relation to oil equivalent - to about a further 60 billion Euro.

The possible contribution of all RDF-quantities landfilled up to now for energy supply in Germany only amounts to about 50 – 80 % of an annual energy demand, which may appear to be low. If you consider, however, the period of time during which these secondary raw materials can be provided, this offers a somewhat different perspective. 2.5 – 4 % of the annual requirement for primary energy sources could be provided for a period of 20 years. A waste incineration plant capacity of 12.5 million tons per year would have to be available. For a period of 20 years 14 – 17 % of the annual phosphate demand could be met, a natural resource which will only be available for about the next 100 years to come and for which there will not exist any substitution product. Landfill remediation with emphasis on most comprehensive recycling and land recycling is basically feasible. Details of the applied technologies are, however, not available in sufficiently substantiated form. In particular there is a lack of specific information about quantity and quality of the substances incorporated in the landfill body and the recoverable product qualities.

In September 2012 a large-scale research and development programme initiated by the German Ministry of Education and Research and the land of North Rhine Westphalia started on the topic of urban mining and landfill, coordinated by the company Tönsmeier, Porta Westfalica and the ARGE Abfallentsorgungsbetrieb (waste disposal) of Kreis Minden-Lübbecke, AML Immobilien GmbH and GVoA Gesellschaft zur Verwertung organischer Abfälle (recycling of organic waste). The aim of this research and development project – scheduled for three years, is to develop among others a global concept for landfill mining and to provide information for making decisions and for implementing projects by means of specific guidelines.

## Landfill Mining in the Province of Styria

J. Mitterwallner & W. Himmel

*Provincial Government of Styria, Department 14 – Waste Management and Sustainability, Graz, Austria*

R. Pomberger & R. Sarc

*Institute for Sustainable Waste Management and Technology (IAE), Montanuniversitaet Leoben, Leoben, Austria*

In times of ongoing shortage of natural resources and rising energy prices, the raw material potential of (waste) landfills are becoming increasingly important. Incentives for "Landfill Mining" are in addition to the extraction of raw materials the avoidance or reduction of landfill aftercare costs or recovery of landfill volume. While previous landfill mining projects in Austria were primarily located in the area of environmental remediation, the project "Landfill Mining in the Province of Styria" should gain insight into the raw material potential of Styrian landfills. Based on field trials, dismantling concepts and recommendations specifically for the Styrian landfill landscape should be additionally developed. The following objectives of the project can be outlined:

- Identification of the key parameters for a basic landfill mining strategy of Styria,
- Estimation of the resource potential, the technical feasibility and the economic conditions of an operational landfill mining in Styria,
- Identification of implementation concepts under the specific conditions of Styria and
- Formulation of concrete recommendations for future projects as well as a Landfill mining strategy for Styria.

Beside the classical municipal solid waste landfills located in Styria, there was also a bale-landfill identified, caused by the operation of a so called "Müllhygienisierungsanlage" (waste pre-treatment plant) in the years between the 1980ies and 2004. In this municipal waste pre-treatment plant, sieved fractions of plastics were pressed into bales and got dumped in separate areas of the landfill. Since the project preparation of "Landfill Mining in the Province of Styria", only a few weeks prior to the editorial deadline of the conference proceedings were available and therefore, only the coarse framework requirements of the project can be addressed in this report.

Landfill mining is the selective dismantling of old landfills with the objectives on the recovery materials and energy recyclable raw materials and reduction of the polluting potential of the remaining amount of landfill material.

The Styria has advanced municipal and industrial waste management, consisting of strong technology companies in the environmental industry (plant and machinery) and excellent research facilities in this field and has the potential to take a pioneering role in the field of the Landfill mining.

By thus achieved technological leadership, it is possible to assume a leading role in the resource-based waste management movement. The project is therefore supported by a number of Styrian environmental technology companies, coordinated by ecoworld Styria, the Styrian environmental technology cluster. As research partners, the Montanuniversitaet Leoben, Institute for Sustainable Waste Management and Technology (IAE) and the Graz University of Technology were obtained.



## Landfill Deconstruction – Resource Potential, Climate Impact and Economic Analysis

T. Weißenbach

*Umweltbundesamt GmbH, Vienna, Austria*

Landfilling has always been one of the most important ways of waste disposal. The pollutants in the waste as well as the biological degradation and chemical reactions in the landfill body pose a threat to human health and the environment. However, the landfill contains not only pollutants, but also recyclable materials, which might be utilized. The Umweltbundesamt has conducted a study on landfill deconstruction in Austria, in which the landfilled resource potential was estimated, the climate impact of the recovery of the potential recyclables was analyzed and an economic situation around landfill mining was assessed.

### ESTIMATION OF LANDFILLED RESOURCE POTENTIAL

Potential resources, which can be retrieved from landfills, are in principal energy feedstock, metals and minerals. For these three categories 58 waste types (according to Austrian waste code) were selected and the landfilled quantities were estimated for the time period 1990 until 2009. The estimation resulted in a total of approximately 33.8 Million tons of landfilled waste which can be regarded as resource potential for landfill mining.

### CLIMATE IMPACT OF THE RECOVERY OF POTENTIAL RECYCLABLES

Landfill mining produces recyclable materials, which – when used as secondary material in products – can reduce the cumulated energy demand (CED) and the life cycle greenhouse gas (GHG) emission of these products by replacing more energy intensive primary materials. For three selected landfills the potentials for the reduction of CED and GHG-emissions was estimated for the materials aluminium, copper, iron, waste wood and light weight fraction. Calculations have been made with the help of the GEMIS emission model (Global Emission Model of Integrated Systems). A detailed analysis of the potential for reducing GHG-emissions by landfill mining was conducted for one landfill. The maximum achievable reductions are bigger for GHG-emissions than for CED, because the landfill deconstruction saves GHG-emissions by reducing future landfill gas emissions. The highest specific reductions of CED and GHG-emissions are reached by aluminium and copper. For iron the reductions are low, because the recycling process accepts only a maximum of 30 % iron scrap due to technical conditions. The total reductions of CED and GHG-emissions are considerable higher for waste wood and the light weight fraction, because the landfill mining produces much higher quantities of these fractions than of above mentioned metals.

### ECONOMIC ANALYSIS

In the economic analysis an estimation of the costs of landfill deconstruction is compared with the potential revenues from the use of recyclables. As some parameters can vary over a wide range in real life, not only a baseline scenario with average values was developed, but these parameters were additionally subject to a variation analysis. In the baseline scenario a value of 16.85 Euro was calculated for the net costs of removing one cubic meter of landfilled waste material. In the variation analysis it was calculated, which effects the change of the three parameters content of recyclables in the landfill, achievable prices for recyclables and cost for landfill deconstruction have on the economic balance of the landfill mining. In general, the economic analysis showed that from a microeconomic point of view landfill deconstruction is only profitable, when a number of parameters are favorable. Landfill may also be profitable, when landfill space is required urgently and the costs to provide new landfill volume exceed 40 Euro/m<sup>3</sup>.

## Assessment of Landfill Mining under Consideration of Mining Methods

I. Hölzle

*External PhD-student, University of Munich, Munich, Germany*

Most socioeconomic assessments of landfill mining are based on cost-benefit-analysis (CBA). Nevertheless the results vary considerably due to different sets of parameters and assumed values. In the mining industry the approach and the assessment of deposits are practically standardised on international level. Aim of this publication is to analyse and evaluate mining methods for application in landfill mining. Existing landfill mining assessments were analysed and compared with the mining methods. In both fields CBAs formed the basis for assessment, however the parameters of the costs in the mining industry distinguished in amount and specificity. In contrast the benefits of landfill mining went beyond resource extraction including the increase in value of real estate, environmental protection, drinking water abstraction, supplementary dump capacity, reduction of aftercare costs, taxes, CO<sub>2</sub>-certificates etc. A major difference constitutes the use of dynamic methods for economic evaluations taking the time value of money into account. Moreover thresholds and rules-of-thumbs based on mining experiences allow economic evaluation in exploration. Thresholds exist for concentration, thickness, depth and waste to ore ratio as well as rules-of-thumbs for calculating the net smelter return (NSR), lifetime, capital costs, operation costs and transport costs. In addition the economic evaluation targets just as well the planning of an optimal operation.

The application of mining methods to landfills demonstrates that:

- missing markets respectively long transport distances induced dumping of recyclables,
- landfill mining operations were conducted in half of the time than mines of equal size,
- consequently periodic fluctuations of prices for recyclables may have a significant effect and
- socioeconomic benefits (environment protection, real estate etc.) were not taken into account.

The procedures and methods of mining provide a suitable base for the assessment of landfill mining if certain parameters are adapted and the set of potential benefits is integrated.

## Re-Use of Lithium-Ion-Cells and – Modules from Electric-Vehicle-Batteries

H. Weiss

*Montanuniversitaet Leoben, Institute of Electrical Engineering, Leoben, Austria*

A. Arnberger

*Institute for Sustainable Waste Management and Technology (IAE), Montanuniversitaet Leoben, Leoben, Austria*

Lithium-Ion-cells in batteries for electric vehicles that are close to standard cars are stressed heavily in traction operation according to temperature, peak power and depth of discharge. After some thousand cycles, batteries offer only reduced capacity and cannot be used for full traction any more. Also in case that a single cell becomes defective the battery pack is out of operation.

A favourable option for re-use of good cells from batteries that are worn out or defective can be for stationary applications providing electrical energy storage for renewable sources of electric energy (photovoltaics, wind power).

Before such a cell can be re-used it has to be checked. In order to obtain experience in battery test we use cells surviving an abuse test where fire propagation over cells and modules inside a battery pack has been evaluated. Out of a module of twelve cells, ten cells are operative. These cells are charged onto peak charge voltage of 4.2 Volts. Then discharge, on to a load resistor setting the current to about rated value, is started. Discharge current is acquired through a digital multimeter via its potential-separated optical USB interface into a PC. Careful handling is necessary to avoid direct short circuits at battery terminals. Inserting a high breaking current capacity fuse will become necessary if tests are carried out by inexperienced personnel.

By means of the PC, battery capacity of each cell is calculated from discharge current versus time. In order to have a comparison to cells that we not subjected to such an abuse-test we first evaluated a reference cell with a rated capacity of 50 Ah. This cell yielded 53.9 Ah, defined as 100 %.

All capacities of abuse-test cells B0 ... B10 are at about the same value, we got an average yield of 91.7 % of the reference cell which equivalent to only 1.2 % less than the rated capacity. The best cell among these ten cells reached 94.5 % of reference cell capacity, the worst 90.9 % of reference cell capacity. From these results we derive that it really makes sense to consider re-use of batteries which are out of operation by wear and tear or defects through careful investigation at cell level.

Next steps are directed to develop a reasonable test bench for cells. A constant high current cell charger with included safety and control and display devices minimizes charge times and eases handling. In a similar way, we are going to use a constant current discharging unit on cell level.

Finally, cell assemblies in modules shall be tested. For this purpose an extended measurement and safety design becomes necessary when cells are running in series operation. The behaviour of each cell has to be checked on-line during tests in order to minimize risk and get a pre-notice of forthcoming troublesome situations in certain cells (daring overcharge or deep discharge, high temperature rise).

A simple test circuit checks the ability of a certain cell to be re-used in stationary battery assembly. From this experiment we derive that today's batteries are very rugged. Embedded into the original monitoring, balancing and control electronics and supplemented by additional protection circuits as over-current fuses, over-temperature detection and automatic turn-off and disconnection, arranged according to minimize fire propagation, such refurbished battery sets can be implemented in electric energy storage units for delivering the replacement energy of renewable energy sources while these are lacking input energy during no sun/no wind intervals.

## HCombined Process for Cleaning hydrocarbons (VOCs) in Shredder Plants

M. Ortner

*LOACKER Recycling GmbH, Götzis, Austria*

A. Burghardt

*Saarländische Rohprodukte GmbH, Homburg, Germany*

Shredder plants are used for crushing scrap metal and its separation. Depending on the input material, a variety of substances escape from the input material during the shredding process. The pollutants released include volatile organic carbons (VOCs) in the exhaust air extracted from the shredder. At present there is no proven process for separating these VOCs from the exhaust air stream. Now Loacker Recycling GmbH in Austria and SRP GmbH in Germany have landed a worldwide “first” by deploying a new technology that removes these air pollutants. This uses a two-stage combined process.

- The exhaust air (raw gas) from the shredder after the dust separation (wet scrubbing device) is drawn off into a filter unit mixing chamber. Simultaneously preionised fresh air (equal to approx. 15 % of the raw exhaust gas by volume) is fed into the mixing chamber. The micro-oxidation process in the mixing chamber is capable of oxidising the solvent gas molecules (VOCs). The exhaust air is then conducted across an activated carbon filter.
- Due to the short contact time some of the VOCs in the raw gas are not oxidised, and must be temporarily adsorbed on the activated carbon units. At the end of a production run or during breaks the exhaust gas flaps are closed and the activated carbon is regenerated. During this ‘purification’ process only ionised fresh air is run across the activated carbon. This allows the micro-oxidation process to oxidise the VOCs adsorbed by the filter.

Combining the two processes – ionisation and active carbon adsorption – permits efficient oxidation of the VOCs, resulting in a massive reduction in hydrocarbon emissions (Acontec AG 2012). Regeneration of the active carbon is aimed at maximising its durability.

During an initial trial phase the combined process was used to purify some of the exhaust air from the shredders. The results to date indicate that the process is suitable for this application. Loacker Recycling GmbH has already applied for a permit to operate the equipment under the Waste Management Act. At the SRP GmbH a full-scale test is carried out with involvement of the manufacturer and the local authorities.

## “Smart Energy from Waste”: The Mechanical – Thermal Waste Treatment Concept

D. Sohm

*ENPOS GmbH Environmental Energy & Power Solutions, Dornbirn, Austria*

M. Haselgrübler

*SIEMENS Industry Sector, Reject Power, Linz, Austria*

ENPOS and Siemens Industry offer a smart alternative to landfill and the incineration of household waste. This new and innovative technology ensures an optimal usage of the recycling an energy potential.

Thinking about sustainable waste treatment in the first step the waste is separated into reusable fractions for the recycling industry. In a second step only those parts of the waste get incinerated which can not be reused at all.

The separation of the residual waste takes place in four major steps:

1. Using the baffle mill, a robust and high reliable shredder, to prepare the fractions for subsequent separation steps
2. separation of foils and plastics to get high caloric combustibles for the cement industry
3. separation of ferrous metal and valuable non-ferrous metal for the recycling industry
4. separation of hard particles like stone and glass

What remains is a combustible fraction of medium heating value with a high percentage of biomass. This fraction is perfectly suitable for the production of eco-energy in the Reject Power Plant developed by Siemens Industry.

The innovative spinning wheel process from Siemens, a combination of fluidized bed and grate combustion, allows for an even distribution of fuel on the grate and delivers optimal combustion results with lowest emissions.

The heat obtained from this is used to produce steam, which can be used as needed to supply a district heating grid or to produce electricity.

Advantages compared to conventional waste incineration:

- Decentralized plant design – production of locally usable electrical energy and process heat,
- Low costs per ton input, more cost efficient and economic in operation,
- Highest degree of energy efficiency by combined heat and power generation,
- Efficient plant size – non combustibles and high caloric fraction are sorted out,
- Meeting the recycling standards by separating out ferrous and non ferrous metals, hard particles and high caloric combustibles,
- Low ash residues (hardly any slag) Ash can be used as additive, for example in the cement industry,
- Little leftover for landfills (main goal: Zero Waste Strategy) and
- Reliable operation through robust technology.

## Implementation of a Hungarian Organisation for Second-Hand Goods Collectors

E. Schmied, S. Scherhauser & G. Obersteiner

*Institute of Waste Management, University of Natural Resources and Life Sciences, Vienna, Austria*

Bulky waste, WEEE, metal and other materials are collected by non-authorised (informal) people and transported abroad. The collected materials are mainly used but still working items.

Investigations showed that this situation is very unsatisfactory especially for the waste management associations and the municipalities in Austria. One of the most criticised aspects is the legal situation. Therefore, the occurring legal problems were discussed with all relevant stakeholders and a lawyer (amongst others also specialised in waste management law) who established an expert opinion.

After clarification of the legal situation in Austria, also the legal conditions in the partner countries involved in the TransWaste ([www.transwaste.eu](http://www.transwaste.eu)) project (the project is implemented through the CENTRAL EUROPE programme and co-financed by the ERDF) were defined and possible solutions to formalise these activities were developed.

The following three options appeared to be the most suitable for all stakeholders:

- Establishment of reuse and repair centres as well as networks in cooperation with the informal sector - using the concept of social-economic enterprises,
- Implementation of a used product corner in waste collection centres and
- Organisation for second-hand goods collectors.

The poster presentation focuses on the latter formalisation idea. In Hungary an organisation for second-hand goods collectors – the ISHS (International Second Hand Service) was established in the beginning of 2012. The organisation supports used item collectors by registering them and hence giving them the opportunity for an official job. The members pay a fee to the organisation and receive a visible ID as well as job orders (services concerning used items for Hungarian or Austrian residents) in return.

The organisation organises trainings which must be successfully completed by the collectors. During the training, economic, legal and environmental EU laws and orders are taught. The training material is developed by the Austrian and Hungarian project partner and deals with following topics:

- Waste management,
- Transport,
- Basics in Entrepreneurship and commercial knowledge,
- Used item collection in target countries and
- Basic German language skills.

Beside the training material different papers were developed to ensure a used item collection in a legal way. This, is an announcement sheet, which informs the households about the collection procedure and the legal rights, and a transfer list, which has to be filled to prove the transfer of ownership.

In accordance to the waste management law, the used item collection activities, which are executed in a legal and ecological way, make an important contribution to the transboundary reuse activities.

## New Transportation and Collecting Box for Waste Monitors and Televisions

R. Brüning

*Dr. Brüning Engineering, Brake, Germany*

D. Schöps

*ELPRO Elektronik-Produkt-Recycling GmbH,  
Braunschweig, Germany*

M. Diepolder

*Gebr. Koch GmbH & Co. KG, Lage, Germany*

B. Cebulla

*Institut für Distributions- und Handelslogistik  
(IDH), Dortmund, Germany*

With the objective of satisfying the statutory requirements for the collection and transport of waste monitors and televisions, a research project on the new development of a suitable container/packaging system for waste monitors and televisions is successfully finished. The research consortium is looking forward to the container's batch production.

The background to this project is the German act governing the sale, return and environmentally sound disposal of electrical and electronic equipment (ElektroG) that came into effect on March 24, 2006. With this act, the new requirements of the EU Directives (2002/95/EG and WEEE) were implemented in German law. According to § 9, para. 4 of ElektroG, the waste equipment is to be collected and stored in five collection groups. Especially collection group 3 is deviating significantly from the statutory requirements in the disposal practice.

Especially, monitors and televisions are not collected separately nor damage-free. The equipment is often damaged as a result of incorrect transport and handling. Moreover the full collection containers are generally emptied by tipping at the primary treatment facilities so that the delivered waste equipment suffers substantial damage overall. This not only unnecessary destruction to severe, but also to the increased danger of the release of harmful substances. The current collection and transportation practice of waste monitors and televisions in roll-off containers is neither compliant to the law nor in line with the practice of sustainable and efficient disposal.

To solve this problem, Dr. Brüning Engineering, Brake, ELPRO Elektronik-Produkt Recycling GmbH, Braunschweig, Gebr. Koch GmbH & Co. KG, Lage and das Dortmunder Institut für Distributions- und Handelslogistik developed an innovative suitable container/packaging system for waste monitors and televisions.

The New Transportation and Collecting Box engineered within the ZIM Developing Project solves this problem. The box is characterized by its robust frame construction, made in Germany, and it's an easily usable transportation system. For box's stable handling, forklift brackets on each side are equipped and guarantee safe transportation with hand truck and forklift. Storing devices has never been easier due to the user-friendly front-loading-system. The box's front is equipped with particular hook-able protective bars that prevent falling out of the devices. The box's dimension is made for optimal fitting to truck trailer's cargo area and easy rotating inside using a hand truck on the one hand and on the other for a maximum transportation volume. External dimensions of 1,530 mm x 2,150 mm x 1,100 mm (L x H x D) result in a capacity of approximately 3.6 cubic meters. The maximum load is 1,000 kg, with an unloaded weight of 173 kg. More advantages, like the ribbed sheet metal base the sheeting roof and the space-saving stocking system of the empty boxes are also presented on Youtube's video platform. Just follow the link: <http://youtu.be/Ft6J2w49BLA>

## Raw Materials for Bavaria – a Resources Strategy

M. Franke, S. Pfeifer & M. Mocker

*Fraunhofer UMSICHT-ATZ, Sulzbach-Rosenberg, Germany*

M. Faulstich

*Institute of Resource and Energy Technology, TU München, Straubing, Germany*

Due to its important high-tech sector, Bavaria is notably dependent on strategic raw materials. The study “Resource-strategy for Bavaria, considering in particular secondary raw materials” (ATZ 2011) investigates which raw materials are essential for the Bavarian economy and which waste products might be possibly used to substitute these raw materials. The following abstract shows some of the results of this study.

Many studies in the recent past analyzed the criticality of raw materials for example in the light of its substitutability and recyclability. The here described study also took these element-specific parameters into account but laid its focus on the economic importance of the raw materials for Bavaria.

The analysis of Bavaria’s economic structure considering number of employees and the gross value showed that the electrotechnology and electronics industry, the machine building industry, the automobile industry, the metal industry and the chemical industry are most important in Bavaria. Within the study the building materials industry was also taken into account due to its high consumption of raw materials and agriculture was considered because of its need of the non-substitutable element phosphor.

The need of raw materials for these industry sectors was investigated on the basis of import-statistics. For each single raw material total import quantity as well as the import ratio of Bavaria compared to the import ratio of Germany, were considered as evaluation criteria. The analysis showed that the elements copper, lithium, the platinum group metals as well as the rare-earth elements are of particular importance for Bavaria.

As suitable secondary raw materials sources, the study investigated the potentials from household waste, scrap cars, electronic waste, landfills as well as different waste streams containing phosphor. It was demonstrated that about a third of the need of iron and steel as well as aluminum, copper and platinum for the 1.4 million cars, which were produced in 2010, could possibly be provided by means of the recycling of cars, which were ultimately put out of service in Bavaria.

However, the usage of secondary raw materials is often problematic. On the one hand, especially many scrap cars and electronic waste is exported, leading to the loss of the raw materials. On the other hand single industries and sectors have a remarkable lack of knowledge with regard to their own need of raw materials, which makes them unaware of their own dependence on these resources.

The mentioned study demonstrates some strategies to save and recycle the raw materials, which are particularly important for Bavaria. A research association “resource efficiency and recycling” (FORCYCLE) is outlined in the study. The collaboration of industry, science and politics is planned to define pilot projects, which address the recycling of strategic raw materials for Bavaria.



## Retrofit and Maintenance of Waste Incineration Plants in Germany, Austria and Switzerland

D. Briese & H. Westholm  
*trend:research, Bremen, Germany*

The waste incineration market is in a constant movement: Competitive pressure forces the plant operators to optimize their operation efficiency as competing treatment technologies jeopardize the access to the combustibles and legal requirements of the energy efficiency and emission limits increase the demand of technical improvements. These developments will influence the market of retrofit and maintenance of waste incineration plants.

As the majority of the current waste incineration plants in Germany, Austria and Switzerland was built before 1990 most of the plants or their components, despite of continuous maintenance, are outdated. Retrofit can improve the plant's efficiency und leads to a production of more energy without additional combustibles or emissions.

The market for retrofit in Germany and Switzerland will be driven especially by efforts to improve plant's efficiency. In Austria on the other hand, retrofit competes with preventive maintenance, because most of the plants were built only a few years ago. The market volume for retrofit will not significantly increase until the end of this decade when plant operators strive to improve the plant's efficiency due to the increasing competition. Compared to other countries, Switzerland's market volume is at a relatively low level. The biggest market volume is expected to be in 2019 with only 80 million Euro, in spite of a high number of plants. The peak in the reference scenario of Austria is expected to be in 2014, almost completely due to the retrofit of one major plant. Given the big number of plants in Germany, the market volume will be much higher: From 2012 to 2020 the predicted annual investments range from 40 to 200 million Euro. The market volume for retrofit is influenced by the developments of the waste management industry, legal requirements as well as by the number and age of the plants and can therefore fluctuate annually.

As a result of the increasing plant age, parallel to the retrofit market, the demand for maintenance will rise. Thoroughness and accuracy will be the main factors in order to reduce downtime and improve economic efficiency as availability of the plants increases. The market volume for maintenance is relatively big in Germany and Switzerland, because of the high number and age of the plants. Annual investments in maintenance are expected to be between 350 and 370 million Euro in Germany and between 130 and 180 million Euro in Switzerland. In Austria in contrast, the low number of plants cause the market volume, with a rate of 40 million Euro annually, to be much lower. The market development for maintenance will be dominated by the preventive maintenance strategy. All three countries are expected to have a stable growth in market volume due to the fact that maintenance requires more regular and frequent investments.

The study outlines the legal und economical framework as well as the technological development of the waste incineration market. A forecast on the market development for retrofit and maintenance of waste incineration plants in Germany, Austria and Switzerland will be based on desk research and 40 expert interviews with plant operators and manufacturers, engineering firms, maintenance providers, consultants, organizations, ministries and further experts (field research: first quarter of 2012).

## Reflections on an End-of-Waste Status of Valuable Residues

T. Rogusch-Sießmayr

*Bavarian Ministry of the Environment and Public Health, Munich, Germany*

The following reflections refer to residues meant as items whose original purpose has ceased or which are generated in a process not aiming at generating them and which are now used for another purpose. Valuable residues are meant as residues which their present holder will only give away if he receives a certain not negligible price. Such valuable residues are for instance catalytic converters destined for the extraction of precious metals and arising from the dismantling of end-of-life vehicles or for instance even sometimes end-of-life vehicles themselves which are bought in Europe for a certain price per item and are then destined to be used as resource of spare parts for a new assembling of vehicles outside of Europe.

Such valuable residues are normally classified as wastes according to the jurisdiction of the European Court of Justice and according to Art. 6 (end-of-waste status) of the waste framework directive 2008/98/EC. Especially such valuable residues which are contaminated with hazardous substances could at the beginning of their further handling only reach the end-of-waste status in the following case: The valuable residue, its further handling aiming at achieving a certain benefit and the risks for man and environment related to the residue and its further handling are almost similar to a primary material (intentionally produced), its handling aiming at achieving the same benefit and the related risks. These prerequisites will almost never be met at the beginning of the handling of valuable residues. The primary production leading to the achievement of a certain benefit (e.g. production of usable precious metals by mining of rocks and extracting the metals out of the rocks) and its related risks are quite different from the further handling of valuable residues leading to the achievement of the same benefit.

The following amendment of waste law (respectively of its application?) is suggested: Valuable residues should - without any condition - no longer be considered as waste in the sense of waste law.

If the further handling of valuable residues implies risks for man or environment it is the task of the competent legislator to create suitable provisions to appropriately diminish such risks (if suitable legislation, e.g. European legislation on chemicals, is not available). Should a new process of primary production with new primary materials (intentionally produced) be invented and should this new primary production process imply new risks for man or environment then the new primary materials could never be considered as wastes. The task of creating suitable provisions to diminish the related risks arising from the invented primary production would however be the same for the legislator.

The waste law has been originally created because a holder of waste could be inclined to get rid of it as a worthless and bothering material in a way endangering the environment. These considerations apply in principle also for waste for recovery, but not for valuable residues in the above sense. Risks for man and environment are even more related to primary production processes than to the handling of even contaminated valuable residues in order to get a benefit.

The export of valuable residues as hazardous wastes for recovery to almost all third countries is forbidden in the Waste Shipment Regulation and the Basel Convention because of environmental reasons. However when assessing the overall risks related to the achievement of a certain benefit by handling such residues (example: catalytic converters) and the risks related to the achievement of the same benefit in a primary production, the latter risks appear to be much higher than the first risks. However the export of primary materials to third countries is in principle not forbidden even if their use to achieve the same benefit achievable with valuable residues endangers the environment in the third country. This seems to be absurd.

## Composition Analyses of Food Waste – the Influence of Food Packaging

S. Lebersorger & F. Schneider

*Institute of Waste Management, Department of Water, Atmosphere and Environment, University of Natural Resources and Life Sciences, Vienna, Austria.*

The disposal of food which would have been fit for human consumption, has become an increasingly discussed topic in recent years. In order to identify and implement effective measures for its reduction, data about the quantity and composition of food waste are required. However, currently available data are fragmentary and reveal significant information gaps and uncertainties.

One obvious possibility for obtaining data on food waste is its separation in the context of waste composition analyses. In the sorting process, food waste components are usually separated out in their packaging because their accurate separation is often hardly possible and the packaging provides important additional information as for example about the life cycle stage of the food (e.g. whole unopened package, part consumed). This paper investigates which proportion of food packaging is included in the food waste category and if it is admissible to consider it negligible.

Data were derived in a composition analysis in a region with 125,000 inhabitants, by using a stratified sample (urban and rural area) of residual waste from private households. Each sample unit comprised the contents of one residual waste container with a sample volume of 120 or 240 litres or a subsample of 240 litres from a larger container. 137 samples representing 2,443 kg of waste were analysed.

The sorting process was conducted in two steps without prior screening. After having separated a sample into 10 waste categories, the category avoidable food waste which comprised food waste and leftovers, was analysed in detail. From each product a photo was taken, the product was weighed and relevant information was entered into a spreadsheet. A total of 2,262 food products could be identified, from which 44 % were without packaging. Depending on the availability of data, the mass of food packaging was either determined by weighing (for 19 % of the products) or calculated from information imprinted on the packaging (original mass and quantity) and the current filling level estimated at the sorting process (18 %) or estimated by taking the mass of the packaging of similar products (19 %).

Overall, food packaging amount to 7.9 % by mass of avoidable food waste. There are differences between the product categories. Fruit and bread amount to about a quarter of avoidable food, but only contain 2% by mass of food packaging. Nevertheless food packaging can amount to a significant proportion (up to 52 %) of some waste categories such as jams, sauces, tea, herbs and spices. However these product categories only amount to very small percentages of avoidable food waste (0.1 to 1.7 %). Also the life cycle stage of a food item has an impact. While leftovers can be mainly found without packaging, the category “food in opened package and part consumed” includes 11.1% by mass of packaging. Avoidable food waste inclusively its packaging amounts for  $14.1 \pm 2.0$  percent by mass of residual waste and  $12.8 \pm 1.9$  % by mass without packaging respectively.

The proportion of avoidable food waste does not change significantly if the figures were adjusted to take account for included packaging. The overall influence of food packaging can therefore be disregarded, the more so as usually adjustments for the influence of contaminations (moisture, food scraps, dirt) on other waste categories such as paper or plastics packaging, which amount to much larger percentages of the contaminated category, are not made either.

# An Analysis of Carbon Utilisation Options in the Austrian Industry

V. Theodoridou & C. Niederseer  
*Montanuniversitaet Leoben, Leoben, Austria*

Carbon dioxide contributes to the "Greenhouse Effect" and global warming. Nowadays a lot of efforts are being done to reduce the amount of carbon dioxide in the atmosphere to counter this effect. The strategies towards this target include the prevention of CO<sub>2</sub>, the reduction of the CO<sub>2</sub> amount through efficient use of fossil fuels, such as the CO<sub>2</sub> capture and storage or utilisation. "Carbon Capture and Utilisation" (CCU) technologies use carbon dioxide as a raw material for chemical and biological processes. Currently a lot of research and development work is carried out concerning these technologies.

The aim of this study was to identify the most appropriate CCU-options for the Austrian industries. A use-value analysis was applied to reach this task. The implementation of this analysis required a set of evaluation criteria. The findings of the literature research served as the basis for creating a list of evaluation criteria, which was then complemented with expert interviews. Following evaluation criteria were selected: capital expenditure, state of technology, operating costs, energy consumption, direct CO<sub>2</sub> utilisation without capture, existing market for the end product, availability of secondary materials, time of CO<sub>2</sub> storage in the final product, the conversion ratio of CO<sub>2</sub> to secondary materials, the use of waste as input material, the use of land, and the production of end products in the same industry.

The second step of the analysis included the prioritisation of these criteria. A web-based industry questionnaire provided the information needed to place these criteria in a hierarchy of importance. The identification of the survey participating industries was based on the emission data of the Federal Environment Agency. The emission-intensive industries in Austria include the steel industry, the mineral industry, in this case especially the cement and lime industries, the paper, chemical and refractory industry such as the energy industry. Fifty different companies were invited to participate in the survey and a total of 19 completed responses were received.

The evaluation criteria prioritisation in combination to the potentials and limitations of each technology were used as a basis for use-value analysis. The analysis distinguished between five CCU alternatives: Microalgae, chemical feedstocks, methanisation, mineral carbonation and CO<sub>2</sub> enhanced oil recovery. The analysis conceded following results: CO<sub>2</sub> enhanced oil recovery, could be for all industries the best carbon dioxide utilisation technology and was ranked as first. The further prioritisation turned in most cases as follows: carbonation, methanisation and chemical feedstocks. Two of the examined industries resulted in a different ranking. The first exception was the refractory industry, here was the methanisation ranked second, followed by the production of chemical feedstocks and the carbonation. The second exception was the cement and lime industries. In this case carbonation was ranked second followed by the production of chemical feedstocks and methanisation.

The results presented in this study can support the industries in their CO<sub>2</sub> decision making management and furthermore visualize in which technologies research and development efforts should be intensified.

## Dry Granulation of Blast Furnace Slag for Heat Recovery

M. Kofler, K. Doschek & H. Raupenstrauch

*Montanuniversitaet Leoben, Chair of Thermal Processing, Leoben, Austria*

About 300 kg of molten slag are the by-product from one ton hot metal produced at integrated iron and steel mills. This slag has of about 1500 °C and a sensible heat of approximately 1.5 GJ/ton. In Europe rapid cooling with closed water granulation plants is state of the art, because the result of fast freezing is an amorphous granulate, called slag sand. The milled slag sand can be sold to the cement industry because of its latent hydraulic properties. The disadvantage of this method is on one hand, the need of a proper water management and on the other hand the necessary drying of the slag sand. So, not only the sensible heat of the molten slag will be lost, but it is also necessary to have an upstream sand drying for using this product in the cement industry.

Therefore a dry slag granulation lab rig (short DSG) has been developed by Siemens VAI in cooperation with Montanuniversitaet Leoben to avoid the negative aspects of wet systems. The main objectives for the new lab rig, which has been built up at the hall of the Chair of Thermal Processing, are the production of slag sand for the cement industry with nearly same properties (> 95 % glassy) like the wet method on one hand and getting hot air from slag cooling for heat recovery on the other hand.

This pilot plant is based on the "Rotating Cup" or also called Davy-principle, where the molten slag will be atomised by a cup, which can be rotated at variable speed. The molten particles are freezing during their flight towards the granulator wall before falling into a developed fluidized bed made by solidified particles before. Different tests will be done with 300 kg slag per batch which will be molten by the flash reactor situated nearby the DSG.

In the 1990's first tests with dry slag granulation were performed at British Steel (today Tata Steel) at Redcar (United Kingdom). The distance from the atomising cup to the chamber wall was about 10 m to prevent molten slag sticking. Slag particles with the same quality and amorphous structure like slag sand made by wet systems could be found, so it seemed that the dry method is suitable in future. But upscaling wasn't necessary due to the absence of political and economical pressure on the steel industry.

In the years 2002 to 2004 a smaller designed granulator was used in Vitkovice in the Czech Republic. These tests were also successful. This granulator was designed for a mass flow of 20 kg/minute of molten slag and without heat recovery too.

The trend of energy prices of the last years and the necessity to reduce the CO<sub>2</sub> emissions, DSG including heat recovery would be attractive for steel industry. So Siemens VAI decided to restart researching with the partners voestalpine Stahl GmbH, ThyssenKrupp Steel Europe AG, FEhS - Institut für Baustoff-Forschung e.V. and Montanuniversitaet Leoben to realize a test rig at Leoben. The first campaign should be done in August 2012. This project is supported by the german funding BMWi.

Summarising the main benefits of using dry slag granulation compared to conventional wet systems:

- Reasonable use of the potential energy of the tapped slag,
- No water contamination and water management systems,
- Slag sand with same properties needed for the cement industry,
- No drying of the slag sand for the cement industry and
- Environmentally friendly.

## Household Waste Composition: Residual Waste vs. Separately Collected Recyclables

H. Riedel & C. Marb

*Bavarian Environment Agency, Department Waste Management, Augsburg, Germany*

The presented study was carried out in 2010/11 in 3 Bavarian cities (> 60,000 citizens): kerbside systems for residual waste (RW), bio-waste (BW), paper & paper-/cardboard (PPC), and lightweight packaging (LWP); bring system for recycling glass. The research approach is based on previous sorting analyses by the Bavarian Environment Agency: 2 sorting campaigns (summer/winter) in every city, classification of the urban areas in 3 areas (inner city/urban/suburban) for sampling, sieving the samples, manual sorting of the oversized particle (> 40 mm) into 41 fractions.

**Residual waste:** The investigations show a comparable amount of waste with an increase from suburban to inner city areas, mainly due to the organic fractions, PPC, and plastics. The RW composition corresponds to the Bavarian average: sieved fractions, organic, and hygiene products are the main components (61 %). The RW recycling potential in the three cities is similar and in spite of citizen-friendly kerbside systems comparatively high (68 %; mainly organic fractions, PPC, LWP, and recycling glass), due to an increased amount of recyclables in (inner) urban areas.

**Bio-waste:** The amount in the three cities is at the same level as RW, thus significantly higher than the Bavarian average. Both amount and capture efficiency decrease rapidly from the suburban (mainly garden waste) to the inner city areas. 98.3 % of BW is recyclable (sieved fractions, organics, kitchen paper, PPC), 1.7 % are impurities, half of these plastics.

**Paper & paper-/cardboard:** The amount is comparable in the three cities. It lies below the Bavarian average. PPC is gathered about 90 % by PPC bins. Nearly 97 % are conform to the system, 3.1 % are impurities (especially composites, which provide one-third of the impurities).

**Lightweight packaging:** The impurities in the LWP vary from 21.6 to 40.6 % and increase with growing population density. The yellow bags/bins are less successful compared to the both other kerbside systems for recyclable fractions. Most impurities belong to non-packaging of the same materials, PPC, organics, and other composites.

**Glass:** Consolidated containers show for white glass the lowest proportion of wrong colors (1.0 – 1.5 %) and the largest proportion of impurities (3.0 – 4.6 %; mainly non-recycling glass, metals, organics, inerts like ceramics), for green glass the lowest content of non-compliant ingredients (0.4 – 0.8 % organics) and for brown glass the most wrong colors (4.2 – 9.2 %).

**Carbon dioxide savings.** Based on the content of useful materials in the RW bin, the carbon dioxide savings were estimated by assuming that the proportion of recyclables is reduced. The greatest savings contribute the recyclables LWP (41.9 % of the total savings potential), metals (29.0 %), and BW (18.8 %). PPC and recycling glass result in a total share of 10.3 %. Extrapolated to total Bavaria annual carbon dioxide savings of around 100,000 Mg of CO<sub>2</sub> equivalents are possible.

**Summary:** The data indicate that the further development of waste management to a recycling economy requires significantly lower contents of recyclables in RW bins. Therefore, the following supportive measures are necessary:

- Improvement of the awareness "waste is a raw material" by intensified public relations,
- Standardized criteria for the separation of waste and recyclables,
- An environment in and outside the dwellings which supports the citizens to separate waste into recyclables and residual waste (e.g., short distances to the bins),
- Citizen-friendly household waste collection systems and
- Financial incentives by transparent systems of waste disposal fees.

## LCA of Municipal Solid Waste Management in the City of Irkutsk (Siberia)

O. Ulanova & A. Tulokhonova

*Technical State University of Irkutsk, Irkutsk, Russian Federation*

One of the main consequences of the modern socio-economic development of society is the constant increase in the amount of municipal solid waste (MSW) in the cities and the problems that are directly related to it.

The European Union (EU) has already achieved an advanced standard in waste management concepts worldwide because of well-developed legislation. In contrast to the EU, the Russian legislation does not offer a well-developed basis for preparing and implementing waste management concepts. Environmental analysis of waste management systems in the Russian Federation is carried out using the tools of environmental assessment, for example, impact on the environment (OBOC) or environmental expertise (ЭЭ) are very different from European methods. Software for environmental balance in Russia is not used because there are no qualitative statistical data-bases, Russian software products for LCA and open environmental information. LCA methodology in Russia has not yet received significant development and practical application. Considering the aforementioned facts: Is it possible to use European decision support tools such as standardised tools LCA for the development of MSW management in Russia, i.e. in the Siberian city?

The research area is city of Irkutsk, located in Eastern Siberia in the Russian Federation. The city is the administrative, industrial, logistical and cultural centre of Eastern Siberia and 66 km from Lake Baikal (was recognised as UNESCO world heritage site in 1996) removed.

In this pilot study four developed integrated MSW management scenarios were analyzed and compared for Irkutsk taking into account ecological, economic and social aspects using method LCA IWM in order to determine the most optimal waste utilization way in the Siberian city condition.

The study was used by the European program, which was developed in 2005 under the project “The use of life cycle assessment tool for the development of integrated waste management strategies for cities and region with rapid growing economies (LCA-IWM)” in the 5th EU framework (TU Darmstadt). Prognosis of municipal solid waste generation in Irkutsk was carried out using the software «Forecasting municipal waste generation in European cities».

Based on the results of the waste analysis, prognosis and program of integrated socio-economic development of the city of Irkutsk for years 2008 – 2020 four scenarios for optimal possible municipal solid waste treatments for Irkutsk were developed.

The overall results of evaluation of various waste management Scenarios in relation to Scenario 1, the effect of which is taken as 100 % showed that increasing sustainability and reducing the social impact of waste management system leads to an increase in the cost of waste treatment. The most optimal Scenario in terms of environmental and social aspects of the scenario 4, but this scenario is 3.6 times more expensive than the existing system. Results were further analysed and recommendations were made to improve the current Municipal Solid Waste Management System of the city of Irkutsk.

## Resources in Residual Waste – Does an Extra Recycling Bin Make Sense?

J. Schneider & F. Tokarski

*Justus-Liebig-University Gießen, Division of Waste Management and Environmental Research, Gießen, Germany*

A new draft for reorganizing the German Closed Substance Cycle Waste Management Act (KrW-/AbfG) provides that in addition to the currently existing residual waste bin an extra recycling bin for resources can be introduced.

Based on this information a residual waste analysis was carried out in the Zollernalbkreis (Baden-Württemberg, Germany), in order to clarify how many resources are in common residual waste. Seven main waste fractions were sorted: residual waste, wood (organic), metals: NE-metals and FE-metals, paper/cardboard/board, lightweight packaging, plastics, similar non-packaging, electronic waste and substitute fuels.

The results show that 38 wt.-% are value resources like metals, similar non-packaging, electronic waste and substitute fuels, 38 wt.-% are organics and 5 wt.-% are lightweight packaging. Only 19 wt.-% can be assigned to the residual waste.

To sum up waste fractions are used for other economic purposes contain 81 wt.-% of the overall residual waste. This means an enormous savings potential.



## URBAN MINING, Life-Cycle Balance of Recycled Products

W. Neumann

*W. Neumann Consult AG, Oberbözberg, Switzerland*

M. Götze

*Sfb Education Center for Technology and Management, Dietikon, Switzerland*

At the Education Center for Technology and Management in Dietikon, Switzerland, in fall 2011 a life-case-study has been conducted so as to compare the environmental impact of the production of concrete out of recycled building materials versus the production of concrete from natural resources.

The environmental impact of both production methods has been compared by a life cycle balance. The method of scarce resources by so called Environmental Impact Points, EIP, has been applied. This method has been developed by the ETH Zürich on behalf of the Federal Agency for Environmental Protection of Switzerland.

It could be shown that with formulations that use an equally high content of cement, the environmental impact of the recycled product is only half as high as of the product from natural resources. To this positive result added also the recycling of steel contained in the concrete of deconstructed buildings. Finally, also the transport distances of the recycled product were shorter because the raw materials could be recycled and re-used close to the new construction site.

Per cubic meter of concrete, 103,000 EIPs could be saved by the recycling of building materials that equals 330 kg of CO<sub>2</sub> saved.

## Influence of Social Conditions on the Generation Rate of Domestic Waste in Chile

R. Navia, C. Bornhardt, S. Salvo & C. Albers  
*Universidad de La Frontera, Temuco, Chile*

R. Moldenhauer  
*Bioaqua LTDA, Temuco, Chile*

The objective of this study was to obtain information related to the generation of domestic solid waste from private households of Coyhaique, a city with a population of 40,000 inhabitants, located in southern Chile.

A set of social variables was organized through a geographic information system (GIS) and a statistically significant cluster analysis allowed to identify city sectors with similar social characteristics. In each sector, the inhabitants of selected households were qualified to separate the domestic waste at home in three categories: recyclables (papers, plastic materials, metals, glass, wood), compostables (fruits and vegetables wastes, ash), and others. During one week, volunteers organized by the comunal administration visited the households every day to weigh separately each waste fraction. To develop a model for predicting the specific per-capita waste generation (SWG, kg waste per person and day), the results were correlated with the following social variables:

- NP: number of persons living in the household,
- TVL: tax value of the lot (incl. buildings),
- AMI: average monthly income of the inhabitants of the household,
- EC: electricity consumption,
- DWC: drinking water consumption,
- CA: constructed area (m<sup>2</sup>) on the lot and
- SSC: score of the standardized chilean social chart.

Using a hierarchic segmentation analysis, it was concluded that the best predictors were the score obtained in the standardized chilean social chart (SSC), and the number of persons (NP) living in the household. Since the SSC was not available for each household, it was preferred to use the NP to predict the specific waste generation.

The main results can be summarized as follows: households with one and two inhabitants showed a specific per-capita waste generation (SWG) of 1.1 kg per person and day, whereas for households with three inhabitants the SWG was 0.58 kg per person and day, and for households with four to seven inhabitants it was 0.41 kg per person and day. Up to 80 % of the waste belonged to the categories compostable and recyclable. Therefore, a separated waste collection system would also reduce the requirements of final waste landfilling sites by 80 %. However, this type of strategy has not been implemented in Chile yet.

Based on these results, a new waste collection tariff system was proposed, considering a fixed amount depending on the number of persons living in each household, but taking into account the specific waste generation of each NP category.

## Remarks Relating to the Application of BAT Documents for Waste Incineration

U. Richers

*Karlsruher Institut für Technologie (KIT), Karlsruhe, Germany*

Directives and other regulations adopted by the European Union have an increasing influence on national laws and ordinances. Due to the new European directive on industrial emissions, the emission values of municipal waste incinerators are discussed in Germany. One reason is the higher relevance of the best available technique documents in the new directive.

In this connection, total emissions of nitrogen oxides generated by German municipal waste incinerators were calculated. In comparison to all industrial sectors and private households, municipal solid waste incinerators contribute only 0.8 to 1.5 % to all nitrogen oxides emissions. Highest emissions are encountered in the traffic sector and the power plant sector. It can be assumed that further decrease of emission values in waste combustion will not have any effect on the environment.

A short introduction to the technologies for reducing the nitrogen oxide emissions shows that the selective catalytic reduction technology (SCR) consumes less auxiliary chemicals and, hence, less resources than SNCR. On the other hand, the selective non-catalytic reduction technology (SNCR) has a lower energy input.

These results are of interest in the context of the criteria to be considered when determining the best available technologies. According to the directive on industrial emissions, the consumption of auxiliary chemicals and energy efficiency have to be taken into account. For an energy- and resource-efficient separation of nitrogen oxides, a trans-sectoral approach to municipal waste incineration and energy production is developed.

Nitrogen oxide emissions from municipal solid waste incinerators are further reduced by SCR systems installed at power plants in the form of a service against payment. The SCR systems at power plants do not require a reheating of the flue gases and, hence, can be run more efficiently than SCR systems at municipal solid waste incinerators. In addition, investments for a retrofit of existing municipal solid waste incinerators can be avoided.

Due to the definition of technical plants in the European directive on industrial emissions and other regulations, a trans-sectoral approach for enhanced energy and resources efficiency cannot be implemented at the moment. Future use of the trans-sectoral approach will depend on political decisions.

## Environmental Product Declarations for Complex Electronical Equipment

B. Berninger

*University of Applied Sciences Amberg-Weiden, Amberg, Germany*

Environmental information about products is increasingly asked for by consumers or industrial clients. Depending on the target group this information is corresponding to the basic standards ISO 14021, 14024 and 14025 more or less complex. Well-known examples are the German “Blue Angel” or the Austrian eco-label which are predominantly designed for final consumers.

In industry, consumers increasingly require detailed environmental information about the amount of waste, CO<sub>2</sub>-emissions and the consumption of water and energy for the whole life-cycle. Against this background, elaborate Environmental Product Declarations (EPD) of type III according to DIN ISO 14025 and basing on a complete life-cycle analysis for the product analysis according to ISO 14040/14044 are more and more frequently drawn up for this target group. The most important of the gained findings are aggregated to form an environmental product declaration (EPD) for the customer. The EPD has to be verified by an independent expert.

In order to find solutions for existing methodical and scientific problems, Siemens AG and the University of Applied Sciences Amberg-Weiden have been working together on several joint projects on this subject for the last two years. The results were first drafts of Environmental Product Declarations.

The first step was the selection of suitable products. Most important criteria was the representiveness. On the one hand the chosen products should be produced in large quantities; on the other hand the results should be transferred as easily as possible to other comparable products. First of all as complete as possible life-cycle analyses had to be created. For that purpose, the professional software tool GaBi 4 was put to use. A very important aspect for the application-oriented utilization is the modeling. Within the scope of the different projects three different approaches for parametrized models have been tested, each one featuring specific advantages and disadvantages. Due to variable boundary conditions, the data results always show certain inexactness.

So-called product category rules determine how the preparation of the life-cycle assessment data and its publication look like with regard to the specific products or groups of products. The target is to compare the results for similar products of different producers. Globally, several non-harmonized systems of product category rules do exist. This is a basic methodical problem that may call into question the comparability of the results.

Concerning electrical and electronical equipment it is, amongst others, the variety of materials as well as functions, which are in some cases, difficult to compare that raise methodical issues. In all product category rules published worldwide certain information about product structure, used materials, system boundaries and obligatory results of the life-cycle analyses is included, that needs to be published in the Environmental Product Declaration. Building on this basis, advanced product category rules have been developed. Within this framework first drafts of Environmental Product Declarations for the chosen products have been created according to the criteria thus defined.

To get stressable results for the public comparison of complex electrical and electronical devices a methodical progress concerning the mentioned and further problem areas is necessary. The demand for environmental product information will still increase. Methods to meet this demand have to be found. In this regard, the Environmental Product Declarations according to ISO 14025 basically is a reasonable approach.

## How to Secure Paper Recycling Loops – a Cooperation Project

S. Kreibe, M. Schneider & M. Bokelmann

*bifa environmental institute, Augsburg, Germany*

Only with a reliable availability and recyclability of paper for recycling, the paper-recycling-loops and their ecological and economical benefits will be stable on a long term run. However, paper-recycling-loops are facing a number of challenges. These include growing international demand for paper as well as unwanted ingredients, such as printing inks or adhesives disturbing recycling. Strategies, to face these challenges successfully, need activities from all relevant stakeholders.

On behalf of the Bavarian State Ministry of the Environment and Public Health, bifa carried out a project to optimize and secure paper-recycling-loops by cooperation across the value chain of paper products. Project partners were the Association of Bavarian Paper Producers and the Association of Bavarian Paper, Cardboard and Plastic Processing Industry. Together with bifa, 39 companies, eight trade associations and the PTS were active in the project. All relevant stakeholders were involved: producers of graphic papers and packaging papers, manufacturers and users of paper-based packaging, publishers, manufacturers of printing inks and adhesives, printers, retailers, companies collecting and sorting waste paper and municipalities.

Supported by interview and workshop methodologies the participants developed measures and first steps to their realization. These include a voluntary agreement to reduce problematic substances and material as well as an improvement of the scientific basis. A tuning of tendering modalities and the definition of requirements for recyclable products are part of the concept as well as an improvement of sorting processes and a transparent description of the situation.

## Re-Use Networks Realize “Preparation for Reuse”

M. Meissner, C. Pladerer & G. Bernhofer  
*Austrian Institute of Ecology, Vienna, Austria*

M. Neitsch  
*RepaNet Reparatur Netzwerk, Vienna, Austria*

Due to the European waste framework Directive 2008/98/EC stakeholders in the area of waste management show interest in activities related to the preparation for re-use. Social integration enterprises, active in this field at local level, can be integrated to contribute to the goals of the directive. Regional driven processes, already started in seven Austrian states, enable the further de-velopment of existing offerings. Cooperation between socio economic enterprises and stakeholders in the field of Waste management is a sustainable measure when preparing products for Re-Use. Re-Use of goods show contribution in all three dimensions of sustainable development:

- Re-using goods saves origin resources.
- Qualifying and integrating persons into the labour market helps to unburden public funds.
- Goods, that have been prepared for Re-Use fulfil distinctive quality criteria. These goods are sold in regional shops at fair prices.

Re-Use of goods at regional level can cause additional added value. The basic intention of Re-Use networks is the same in all states: The cooperation between economic enterprises and stakeholders in the field of Waste management. Anyhow we find distinctive approaches in each state depend on the situation of the partners involved. The interpretation of the role to be fulfilled varies from state to state on both sides even if the tasks that have to be worked out are the same: Collection and handover, transport and preparation, Sale and Coordination. The projects running in the states show the approaches to realise these tasks.

Re-Use is a chance for all involved organisations: Socio economic enterprises can open a new field of engagement and the stakeholders in the field of Waste management can realize the priority “preparation for reuse” of the waste framework directive.

In the year 2012 networks in seven states have already or have almost started operation. The experiences show, that the availability of goods is the more crucial factor than the question of sale. Like in all other innovations in the field of waste collection it is essential to inform the public in appropriate manner.

## Achieving Legislation Targets, as a Guide to National SWM Planning: the Case of Romania

T. Lolos

*ENVIROPLAN S.A., Business Centre "Aithrio", Marousi/Athens, Greece*

The overall EU policy over solid waste is described in details, in numerous Directives; of which dominant position possesses the Waste Framework Directive, the Landfill Directive, the Directive on the Incineration of Waste, the Directive of Packaging Waste etc. In addition to these, there are Directives that target specific waste streams (such as WEEE, ELV, batteries, etc.). The EU policy on wastes sets ambitious targets that provide strong motives for the development of a dynamic market and creating large-scale investments on SWM projects in the coming years.

The challenge for the next EU programming period (2014 – 2020), as resulting from the new requirements set by the Framework Directive on Waste (2008/98/EC), emphasize on the hierarchy of waste management, like the prevention of waste and sets two new recycling and recovery targets to be achieved by 2020. The target set by the new strategy as well as of SWM projects to be implemented during the next programming period is to reduce the negative environmental impacts of waste throughout its life cycle, from production to final disposal. In this way, each type of waste is treated not only as a source of pollution, but also must be tackled as a potential resource available for reuse. ENVIROPLAN S.A. (as leader of an International Consortium) on behalf of the European Investment Bank, has undertaken to make the assessment of the current situation in Romania in Solid Waste Management (SWM) and to prescribe the necessary projects for the next programming period 2014 – 2020 in order to Romania fully comply with the requirements and objectives underlying the SWM. Common with other new Member States, Romania lacked waste management infrastructure in the previous decades. As a result, the current system does not fully comply with the requirements of the EU directives/regulations but also national legislation. Since Romania's EU accession in 2007, Romania gradually introduces improvements in the waste management infrastructure, in order to achieve a high level of environmental protection and compliance. Point of start was the National Waste Management Strategy (2004), the Regional Waste Management Plans (2007) and their Reviews, envisaging a significant number of waste management projects for the 42 Counties over the period 2007 – 2013. These projects are mainly financed either by EU Structural Funds or Operational Programme Environment (OP Environment). Thus, the main objective of this assignment was to estimate the waste management situation in Romania's 42 counties at the end of the current 2007 – 2013 programming period (as a result of current planned waste management developments) and to identify a pipeline of new projects required within SOP2. The increased legislating requirements will require additional investment in waste management infrastructure in the coming programming period. This paper identifies the most practical and cost effective 'pipeline' of projects to satisfy these objectives, as well as assessing the full likely capital cost of this new tranche of projects. The approach used was to build a mass flow model for Romania's municipal waste which, county by county, considers waste collection, recycling, recovery, treatment and disposal. The mass flows identify the performance against targets and allows investigation of Scenarios which aim to meet these goals. In addition, it is used as a calculator for the capital costs of facilities and equipment associated with the proposed investments. Operational costs are also considered in order to give rounded view of the potential waste systems. The purpose of this paper is to present the developed methodology that can be widely applied in all EU countries under the scope of the revised targets set by the Directive Framework, together with the results and main findings in Romania.

## Implementation of WEEE in European and Austrian Law – an Overview

T. Schwarz & R. Pomberger

*Institute for Sustainable Waste Management and Technology (IAE), Montanuniversitaet Leoben, Leoben, Austria*

In accordance to the Directive 2002/96/EC of the European Parliament and the Council from January 27<sup>th</sup> 2003 on Waste Electrical and Electronic Equipment (WEEE), this contribution will provide an overview of the legal framework for collection and treatment of Waste Electrical and Electronic Equipment. For WEEE, the manufacturers and distributors are put in charge of taking back and utilize their products.

Austrian legislation has adopted the EU-Directive in the Austrian Waste Electric and Electronic Equipment Ordinance (EAG-VO 2005) which became effective on April 30<sup>th</sup> 2005. Until the end of 2006, a collection quota of 4 kg WEEE per capita for private households (Business-to-Consumer B2C) was set and accomplished. Additional recovery quotas have been set to achieve 50 % to 80 % and a periodic biennial reporting system has been established. The responsibility for labeling, taking back as well as utilizing the products is in the hands of the manufacturers and - in case of them being unable to comply – will be accomplished by a special recovery- and treatment system. The costs for collecting and recycling are included in the purchasing price (Kramer 2012).

In Europe, an average B2C collection quota of 5.3 kg WEEE per capita and year is assumed, hence the aim of 4 kg per capita and year was already achieved in 2008. As of year 2016, new collection quota will become effective, which is determined by the ratio of old and new electrical and electronic equipment in relation to the total stock (Kramer 2012). A European citizen has an average of 362 kg WEEE at his disposal. Subdivided into the specific fractions, the main portions contain “white goods (135 kg), cooling units (63 kg), TV/HiFi equipment (86 kg) and computers (37 kg)”. The anticipated average product life time is between one and up to twenty years (Friege 2012). In an European comparison, Austria comes off quite well, only the Scandinavian countries, Ireland and Belgium could report better recycle flows. Austrian citizens collect more than 8.8 kg per capita and year on an average (Kramer 2012).

Based on the EU-Directive, the manufacturer is supposed to accept the costs of the recycling process and additionally he has to take care about the proper subsequent treatment of the product as well as product identification and traceability. Private households can return their WEEE at all municipal collecting points plus at dealers with a sales area over 150 m<sup>2</sup> (Elektroaltgeräte Koordinierungsstelle 2011).

The Directive 2012/19/EU of the European Parliament and the Council from July 4<sup>th</sup> 2012 regulates the use of hazardous substances in electrical and electronic equipment. Important topics of the Directive could be highlighted as EU-Declaration of Conformity and the detailed identification and labeling of the equipment. Its aim is a standardization of electrical and electronic equipment for a wide range of products to simplify the recycling process.

To sum up for the regulation and treatment of WEEE in Europe and especially Austria goals could be achieved in the past but it must be stressed that national results are varying. Therefore an additional standardization as in Directive 2012/19/EU could be helpful.



## Examples of Inventive Approaches in Hazardous Waste Treatment in Bulgaria

R. Anguelova

*BalBok Engineering Co., Sofia, Bulgaria*

Based on their nature of generation, hazardous waste can be divided in two main groups - waste with historical background and waste currently generated from economic activity. Those two groups of waste require very different approaches, considering their proper treatment both from environmental and economic point of view. Why? Historically generated hazardous wastes are obsolete products or are resulting from entering into force and later amendments of specific legislation (such as POPs – DDT, PCBs, etc.) or more stringent requirements towards industrial activities. The second group of hazardous wastes – currently generated by economic activities, has two main sources – industry and households. Both subgroups differ on quantity, conditions, availability of funds to cover the treatment costs, and public perception. The location of historically generated hazardous waste is identified, and in most cases there are data available about quantities, based on inventories. In general, the costs for disposal of these wastes come mainly from the country's budget or financial help from abroad. Hazardous wastes from industry and households should be well known per type, quantities, and location due to obligatory records keeping and annual reporting. From environmental point of view, historically generated hazardous wastes present serious problems due to their toxicity and persistence in the environment. From economical point of view, their disposal is a financial burden, especially for an economy in transition, like the Bulgarian economy some years ago. Generation of hazardous waste from industry depends on the production process and technological development and, in a simple equation costs are covered by the income of companies. For that reason, proper economic conditions should lead (when the environmental legislation is in place) to proper industrial hazardous waste management. The sources of hazardous waste from households are scattered, the quantities are small, and the people who are holders of this waste most often are not specialists in proper storage and handling of, for example, mercury containing waste products, or corrosive substances. Not to mention that there is underestimation among people on the importance of proper handling of this waste. For the presented cases, the first step in the scenarios development was to identify, collect and compare the available information. Collection of information was from different sources: inventories, statistical data, personal visits of sites, review of reports on different subjects, including public expectations from waste treatment technologies. The second step was search for utilization of existing capacities and infrastructure, thus minimising the needs capital investments. With this approach, inventive solutions for two serious environmental problems in Bulgaria i.e. old and banned pesticides, and hazardous waste from households could be developed. The reported method for disposal of old pesticides (called 6-step-technology) was applied for more than 7500 tons of old pesticides in Bulgaria between 1998 and 2009. It is based on the existing container B-B cube, designed and used for storage and transportation of low- and intermediate level radioactive waste and for hazardous waste, and a specially developed technology for physicochemical treatment of liquid pesticides. Hazardous waste from households represents a challenge for any municipal authority in Bulgaria. First of all common European Standard practices are extreme costly, and require building of collection stations and further disposal and recycling of the collected waste. By reviewing all possibilities for inexpensive collection of waste, combining options for communication with the population, utilizing the existing experience and capacities for treatment of hazardous waste from industry, we have developed a unique system for separate collection of household hazardous waste, which started in Sofia in January 2012.

## Licensionation of a RDF-CHP Plant for Power and Process Steam Generation

C. Weiler & V. Grotefeld  
*Grontmij GmbH, Cologne, Germany*

At the end of 2006, Tönsmeier Entsorgung GmbH and Solvay Infra GmbH decided to start the design of a new RDF combined heat and power plant (CHP). The CHP-plant serves as power production and process steam supply (240 tons/h) of Solvay's chemical plant in Bernburg. The plant is mainly producing sodium bicarbonate. As fuel, Refuse Derived Fuel (RDF) with a heating value between 10.5 – 18 MJ/kg is used. It is also possible to use untreated waste of this heating value in the plant. The plant with three combustion lines has a maximum RDF-capacity of 552,000 tons/year and is the second biggest RDF-combustion plant in Germany. The combustion takes place on a water-cooled grate which is followed by a steam boiler with a horizontal arranged super-heater. Due to the high demands on the steam quality, a mechanical boiler cleaning facility (rapping gear and steel shot cleaning plant) must be used. The NO<sub>x</sub>-reduction is achieved with SNCR-technology (using urea). Solvay's sodium bicarbonate and activated-brown-coal-coke is used for the subsequent flue gas cleaning.

After starting the planning in October 2006, the application for the erection permit was submitted in June 2007 and granted by the state administration in February 2008. The tender was sent out in June 2007 and commissioned at the beginning of November 2007. The construction at the plant site started in March 2008 and the first steam was produced in October 2009. First RDF-fire was reached in November 2009. The plant is meanwhile in good operation with very minor optimizations necessary. Normally we start our waste projects with a market review about the waste availability for the plant, regarding: transport distance, price, amount of waste, heating value. In the case of Bernburg this analysis was not made because Tönsmeier already had access to the necessary waste. In a first step, the permit for erection without manufacturer of the plant with publication (application by Grontmij) was obtained. In a second step, the permit for operation with only small changing of data and only a few actualized studies without publication was obtained during erection of the plant. The environmental impact study was started with a scoping-process with already a detailed immission prognosis. The research for already measured air quality data was essential for the project because own measurements for at least a half year could be avoided. The licensionation process included different immission prognosis for air pollution (all parameters of waste incineration directive) and odor. Furthermore, a preliminary fire management concept, fire safety study, safety analysis, an explosion management concept, a risk assessment for the employees and an investigation of the soil at the site were included. Also a detailed environmental impact study was conducted.

Measurements of parameters of air pollution were not necessary because of the low additional immission and the researched data. All these studies and the whole planning were done by Grontmij in a very short time. Separate licenses for water were not necessary because existing licenses of Solvay could be used. There was only one person raising objections to the project. This person made a claim at court which was withdrawn one year after filing at court. During the licensionation process, also a flora-fauna-habitat compatibility study was necessary and prepared by Grontmij. An according to the flora-fauna-habitat guideline protected area is in the distance of more than 1 km to the plant, so that the study was inalienable. It was shown that the forest and the protected area could not be influenced significantly by the project. Actually in 2012 it is possible to calculate nitrogen and acid deposition including wet and dry deposition by the programme LASAT in Germany with more accuracy. Additional depositions are insignificant (irrelevant) if they are not higher than 3 % of the critical loads for the accumulated projects. This is shown for a power plant and a material landfill as an example.

## Monitoring of Greenhouse Gases Using an Optical Remote Sensing Technology

M. Hrad & M. Huber-Humer

*Institute of Waste Management, University of Natural Resources and Life Sciences, Vienna, Austria*

M. Piringer

*Central Institute for Meteorology and Geodynamics, Vienna, Austria*

The measurement and evaluation of fugitive and point-source greenhouse gas (GHG) emissions from waste treatment plants and landfills, in particular residual methane emissions, are an important prerequisite to demonstrate compliance with limit values. Traditionally, point monitoring methods (chamber measurements, FID surface screening) have been used, which are associated with spatial and temporal limitations, in order to estimate methane emissions from e.g. landfills.

In recent years, numerous international studies have demonstrated huge potential of Optical Remote Sensing (ORS) technologies supported by meteorological data and dispersion models. Beside the use of Open-Path Fourier Transform Infrared (OP-FTIR) and Ultraviolet Differential Absorption Spectroscopy (UV-DOAS) also Open-Path Tunable-Diode-Laser-Spectroscopy (OP-TDLS) has been applied to overcome the limitations of conventional methods. These measurements have been used to characterize fugitive emissions from large area sources including e.g. the agricultural sector and landfills.

Within a research project methane and carbon dioxide emissions will be quantified from an Austrian biogas plant by the use of an OP-TDLS system in combination with meteorological measurements and a dispersion model. Emissions will be measured for a representative period of more than one year, taking into account seasonal, daily and meteorological variations as well as plant-specific and operation-specific changes.

The choice of an appropriate dispersion model (Lagrangian, Eulerian or Gaussian model) depends, among others, on the site conditions (e.g. complexity of buildings and topography) and, therefore, is an important prerequisite for the determination of emission fluxes from the area of interest. In this case, the back-calculation will be done with the Lagrangian particle dispersion model LASAT (Lagrangian Simulation of Aerosol-Transport). Continuous meteorological measurements with a 3D ultrasonic anemometer over a period of one year as well as controlled tracer gas tests (using  $C_2H_2$  as a tracer) at five representative biogas plants will be used to constrain the dispersion model.

In addition, measurements will be conducted on two landfills and a composting plant for the period of one year. A total  $CO_2$  as well as  $CH_4$  balance for both landfills as well as for the composting plant will be established. Controlled tracer gas tests will be used to constrain the dispersion model (LASAT).

The project aims to develop a generalised monitoring/quantification tool based on the planned investigations that can quickly quantify GHG emissions from landfills or waste treatment plants with minimal effort. In future, this monitoring tool may be used a standard method within the framework of the Austrian policy for measuring GHG emissions at waste treatment plants and landfills.

## Processing Options for a Heavy Fraction from MB-Treatment: an Economical and Ecological Comparison

M. Meirhofer & M. Sommer  
*Bioenergy2020+ GmbH, Pinkafeld, Austria*

A. Ragoßnig  
*FHS Burgenland GmbH, Pinkafeld, Austria*

D. Rixrath  
*Forschung und Technologietransfer Pinkafeld GmbH, Pinkafeld, Austria*

In collaboration with the operator of a waste treatment plant, a mechanical-biological pre-treated waste stream was analysed to find options for further processing technologies permitting separation into a landfill fraction (low-calorific and inert) and a high calorific fraction for subsequent thermal utilization/treatment. The focus of the processing step looked at lies on creating a fraction, which meets the criteria for landfilling. As part of the research, a processing technology which replaces the previously used technology, which yielded insufficient separation results, should be found. The considered material stream a middle-caloric MBT output stream (lower heating value (LHV) = 9.90 MJ/kg WW, particle size = 20 – 80 mm) with a high proportion of inert material like stones, bricks, and metals (40.5 %m) also contains a high proportion of energy-rich materials (such as plastics, wood, textiles, etc.). This poses a great challenge to the separation procedure. Without further treatment this waste stream cannot be disposed at a landfill according to the Austrian landfill ordinance. Especially the compliance with the threshold of the higher calorific value (HCV < 6,600 kJ/kg DM) cannot be guaranteed. Therefore the waste stream is currently incinerated. Under favourable market conditions, it could be economically advantageous to split off a low-caloric heavy fraction (HF) that can be landfilled and to incinerate only the remaining, lighter fraction (LF) with a higher heating value.

Two sensor-based sorting technologies – (near-infrared and X-ray based technologies) and three mechanical separation methods (jigger, cross flow air separator and sieve classification after selective crushing) were investigated as possible processing technologies. The technologies were comparatively evaluated based on the results of a manual sorting of the processing products with respect to their quality. The overall assessment of the technologies was complemented by a comparative economical and ecological analysis of the selected treatment technologies and the resulting opportunities regarding further routing of the newly generated waste streams.

The economic analysis of the different treatment technologies is taking into account the treatment costs for separating the considered waste stream as well as the specific costs for further treatment of the newly generated waste streams. Due to the high consumption of energy of the selective crushing and the pressurised air consumption of the X-ray based technology these scenarios have the highest specific treatment costs. Therefore no overall cost reduction can be gained using these technologies compared to the reference scenario. The near-infrared and the air separation scenario have significantly reduced treatment costs and a more favourable mass ratio of LF and HF and show therefore a positive overall cost reduction potential.

The ecological part of the study analyses the specific global-warming potential (100-year GWP per tons of input waste) of additional separation steps and of the subsequent treatment processes. When only direct separation-related emissions are considered, the air separation has by far the lowest specific GWP, followed by near-infrared based separation, and by X-ray based separation. Overall specific GWP is strongly influenced by the choice of separation technology. It is lowest for the X-ray scenario, followed closely by the reference scenario, while the air separation and near-infrared scenarios show considerably higher results. Results are dominated by the net emissions from LF incineration. While incineration emissions are largely compensated by credits from replaced fossil fuels, credits for landfill gas utilization are much smaller than direct landfilling emissions. The ranking of the separation scenarios is largely determined by three waste stream characteristics: the ratio of biogenic to fossil carbon content and the LHV in the LF, and the degradable biogenic carbon content in the HF.

## Utilization of Slags from the Recycling of Metallurgical Residuals

C. Pichler

*Christian Doppler Laboratory for Optimization and Biomass Utilization in Heavy Metal Recycling, Leoben, Austria*

The metallurgical industry is one of the world's largest producers of various partly complex residues, which have to be landfilled in the majority of cases. Because of the increasing environmental regulations a recycling of such wastes is focused as important topic. This for example includes flue dusts from the steel industry and the cupola furnace. The wastes generally contain heavy metals like zinc, lead, copper and iron. Because of these metals such residues are an important secondary source of raw material. To separate the different metals out of the waste various concepts are already available, which are partly realized in industrial scale. The most important of them are listed in the following:

- Waelz Kiln,
- Rotary Hearth Furnace,
- PRIMUS<sup>®</sup> Technology,
- Plasma Arc Fuming,
- RecoDust (Flash-Reactor),
- PIZO and
- Submerged Arc Furnace.

For the recycling of Electric Arc Furnace Dust the waelz kiln is the most important facility. About 80 % of the recycled Electric Arc Furnace Dust is treated by this technology. Most of the recycling concepts have their biggest disadvantage in huge amounts of produced slag. For example the waelz kiln produces slag in a range of 600 – 650 kg/ton dry input material. The produced residues out of these processes must be dumped. In various countries this is ecologically and economically difficult. Therefore, another possibility for using these slags must be found. An opportunity is to use them as input material for the cement industry or road construction.

The blast furnace slag and partly the steel mill slag are already used as feeding material for the production of cement or as additional charge for road construction. For the utilization of residues out of metallurgical processes in such cases, different requirements are mandatory.

If slags are applied in the production of cement, different advantages would be the result. The most important one will be the prevention of the landfilling. Another important aspect is the reduction of CaCO<sub>3</sub> feed in the cement production, because the residues partly act as CaO substituent. During the cement process CO<sub>2</sub> is generated out of the calcination of the limestone. This industry is responsible for 5 – 7 % of the CO<sub>2</sub> emissions over the world.

In road construction the materials have to fulfill special requirements. Very important is a minimum level of free CaO and MgO. The reason is, that these oxides react with water causing a volume expansion. For the different road layers volume stability is needed to get a solid construction. Additionally an environmental aspect becomes obvious. Only very small amounts of leachable components are allowed in these residues. The measurements of the volume stability and the leachable components are defined in a norm.

To guarantee to use slags from recycling processes in road construction or the production of cement the described requirements must be fulfilled. To produce residues with the standard of the norm a treatment during or subsequent to the process could be necessary. For a theoretical analysis the thermodynamic program FactSage 6.3 has been used. With this software the chemical structure after and during a recycle process can be calculated. Therefore ternary systems under consideration of the main components were used.

## RecoDust-Process for the Recycling of Steel Mill Dusts

N. Delfs, B. Geier & H. Raupenstrauch

*Chair of Thermal Processing Technology, Leoben, Austria*

For the processing of metals and their oxides there is always the problem of residual materials like dusts or sludges. Because of that, environmental concerns become more and more important to the government and to companies. Due to changes in environmental laws, the disposal of process residues becomes more challenging and more expensive. This is the reason why inertisation of hazardous materials and the fabrication of saleable products get more interesting for the metal industry.

The amount of steels with surface treatment is rapidly increasing worldwide. For improving the corrosion resistance the utilisation of zinc is common in the steel industry. At the end of the product lifecycle coated steels can be recycled in EAF as secondary raw material or in the BOF for cooling. Therefore the recycling of steel mill dusts closes the loop between steel and zinc industry. For the recycling of these materials the Waelz rotary kiln process is the state of the art technology and known as best available technique (BAT) in the European Union. For the recycling of steel mill dusts in the Waelz process, several specifications of the dust are necessary. In addition pretreatment facilities and additions are needed.

A new technology for the recycling of steel mill dust is the RecoDust process, which is the only process not needing any pretreatment steps. The steel mill dust fines can be processed just in the same condition as they exit the baghouse filters of the dedusting unit. The large range of processable dusts, especially dusts with low zinc content, is another feature of this technology. The only requirement for the processing in the Flash-Reactor is a dry and free-flowing dusty input material. The RecoDust process can be realised in a single step process with reducing conditions in the reaction vessel and a double step process with oxidising conditions in the reaction vessel and a downstream inductive heated coke bed. Right now only the single step process is realised.

For processing the dust, the Flash-Reactor uses an oxygen/natural gas burner unit embedded in a mixing cyclone that enables temperatures of 1900 °C and reducing conditions in the reaction vessel. The key for a short reaction time during the particle flight through the reaction vessel is a fine distribution of the processed dusts in the mixing cyclone. This key component feeds the dust/oxygen mixture nearly direct into the reducing flame, which assures a reaction time during the slagging process of less than a second. In this step the volatile elements like zinc are transformed into vaporous state into the flue gas stream and get separated from the non volatile elements that accumulate in a slag at the bottom of the reaction vessel. The slag can discontinuously be tapped through a taphole in the bottom of the vessel. For transforming the vaporous metallic zinc in the flue gas back into an easily separable oxide a post combustion step is necessary. The zinc oxide is stable at high temperatures and can easily be separated from the flue gas using simple baghouse filters. For the usage of baghouse filters flue gas cooling down to 150 °C is needed.

In cooperation with voestalpine Stahl GmbH and Tribovent embedded in the K1-MET the Chair of Thermal Processing Technology at the University of Leoben designed and built a nearly fully automated Flash-Reactor pilot plant which was successfully started up in July 2010 after a two year planning and building phase. Since that it was possible to run three test campaigns with the pilot plant that delivered very promising results. Plus several modifications and improvements were realised since the first start-up.

## State of the Art from Chemical-Physical Treatment Facilities for Fluid Hazardous Wastes Disposal

H. Menapace

*Montanuniversitaet, Leoben, Institute for Sustainable Waste Management & Technology (IAE), Leoben, Austria*

P. Seppel jun. & A. Kofler

*Peter Seppel GmbH, Feistritz/Drau, Austria*

Chemical-physical treatment facilities for hazardous fluid wastes represents an important disposal path in Austria. Therefore, two studies (IAE in order for the province of Styria, the Federal Environment Agency) were carried out, which deals with the potential waste input, facility capacities, prevailing configurations and the difference between state of the art and best available techniques in this kind of waste disposal.

Existing facilities could be distinguished by the treated waste in inorganic (CPA), organic (CPO) and combined (CPAO) systems. Depending on the system capacity it can be further divided into non-IPPC and IPPC facilities, according to the IPPC directive. Therefore plant operators have to implement the state of the art or the best available techniques for the treatment.

In Austria, are currently more than 30 physical-chemical treatment facilities for organic and/or inorganic contaminated waste in operation, which together have a maximum treatment capacity of approximately 800,000 tons per year. These are 24 classic, two mobile and seven other chemical-physical treatment plants. Furthermore, one for the chemical-physical waste treatment also the solidification and immobilization of sludge.

An allocation of different kinds of waste only through the national and european waste catalogue to physico-chemical treatment facilities of CP systems is partially difficult. The consistency and composition (e.g. solid content and concentration of heavy metals) are main parameters for the treatment technologies in this facility types. According to legal requirements resulting from the emissions (waste gas, waste water) during the treatment, analysis of the input waste and of the reaction control during treatment as soon as a monitoring of the chemical reaction products are of exceptional importance.

Depending on the composition of the assumed wastes different aims are persuaded through the physico-chemical treatment by the plant operator. These aims could also vary in their priorities. Possible objectives could be:

- Separating of the aqueous phase (increasing the dry substance),
- Separation of recyclable material phase (e.g. oil),
- Concentration of pollutants/immobilization and
- Detoxification trough redox reactions.

## Flexible Management for Separate Treatment of Organic and Residual Waste

G. Müller & A. Warnstedt

*Rhein-Lahn-Kreis Abfallwirtschaft, Bad Ems, Germany*

In the waste management centre Rhein-Lahn, located in Singhofen, is an MBT (composting process) and an organic-waste-treatment plant with a biological drying of the oversize grains for the energy recovery in external biomass powerplants. Both technologies run almost similar. At the current optimization of the process air situation, the main focus is on flexible adaptability with respect to future changes. The quantities of the residual- and organic waste could be changed in the future by waste management measures and modified regional partnerships.

Currently, experiments are made with the aim to investigate, whether a modification of the MBT from composting-process to a purely biological drying process of the mid-calorific fraction is possible and economically useful. First results show, that it is possible to use the existing technology of the MBT-facility to produce a material that fulfils the requirements for an alternative fuel in power plants. A prerequisite is, however, that there follows a mechanical separation step after the drying process, for instance to reduce the high content of minerals in the material.

Through the reduction of the duration in the intensive rot phase, a tripling of the throughput is conceivable. The energy efficiency of the plants can be improved significantly. Furthermore, the biogenic content of the mid-calorific fraction could be used as a substitute for fossil fuels.



## From Waste to Resource – Saubermacher Research Facility

A. Curtis

*Saubermacher Dienstleistungs AG, Feldkirchen bei Graz, Austria*

Last decade's developments in the legal, economic and technical fields didn't stop at waste technology. Changes in the legal framework of waste management lead to on-going development, whereas further development still will not be able to reach its full potential. Even against the background of the ever increasing prices of energy and raw materials, the considerate exploitation of resources is gaining importance not only with regards to environmental protection but also from the economic point of view. Feedstock recycling of various materials plays an important role in terms of saving primary raw materials and natural deposits. The energy input for producing secondary raw materials (recycling) falls well below the input you need to produce primary raw material. The European Union's (2008/98/EG) guideline for waste management, revised in 2008, which defines the legal framework of European waste management was a part of Austrian national law since February 2011 and will define the development of waste technology in the future. The extension of the previous three-step waste hierarchy to a five-step hierarchy illustrates the significance of the feedstock recycling of waste.

Therefore new ways demand innovative treatment processes which will be groundbreaking for waste technology in the future. "From waste technology to resource technology" is the motto of Saubermacher. Their aim is to increase feedstock recovery by moving more towards recycling in the future. A big step in this direction was made with the opening of the Saubermacher research facility in Graz in April 2012. The research plant is a combination of a laboratory-scale and production-scale facility and provides the possibility of dealing with the issues of waste recovery on a technical/scientific basis independent of production. It serves as a research facility for new recovery techniques in connection with non-hazardous waste.

Parts of the research project's scientific consulting are sourced out. More detailed research in the fields of fines as well as questions on metallurgy shall take place at the University's laboratories. In this respect Saubermacher cooperates with the Montanuniversitaet Leoben, working with the Chair of Waste Processing Technology and the Chair of Mineral Processing amongst others, as well as with other Austrian and foreign universities and technical colleges. Currently there are projects involving more than ten universities and technical colleges in total.

The research facility only deals with non-hazardous waste; there are currently about 200 EWC-numbers approved. The focus is on metal recovery in general and deals with an improved mechanic treatment of electronic waste in detail.

Together with Magna and the Montanuniversitaet Leoben Saubermacher is currently developing a process to recycle lithium ion batteries from electronic and hybrid vehicles (LIBRES). The mechanical processing steps are being tested with pretreated cells in the research facility.

The facility is also to be used for recycling samples for chemical analysis. Due to the heterogeneity of the waste, a large number of samples are necessary.

Another focus is on the development of the solid recovered fuel (SRF) produced. The role of the research facility is to carry out tests directly on the material to remove hazardous substances such as heavy metal from SRF.

Saubermacher invested about 500,000 Euros in plant engineering and equipped a 500 m<sup>2</sup> hall with used machines (reuse): shredder for pre-desintegration, shredder for medium grain size reduction, granulator for grain sizes < 10 mm, several magnetic separators, several screening devices, pneumatic separators, mill, separating table and electrostatic separator.

The dust that develops during the recycling process is separated in de-dusting plant, to which all aggregates are connected.

## Processing Researches to Improve and Expand the Capabilities of a Plant for E-Devices

H. Schwarz, H. Flachberger & H. Schmid

*Montanuniversitaet Leoben, Chair of Mineral Processing, Leoben, Austria*

A. Curtis

*Saubermacher Dienstleistungs AG, Graz, Austria*

In this paper a reprocessing plant in service for the processing of electric and electronic devices was analyzed by processing researches regarding its improvement and expansion capabilities. In this specific reprocessing plant the base material is handled using the core processes of reprocesses: milling, sieving and sorting (magnetic separation and hand picking). This results in two remnants named "Durchlauf" and "Feinanteil". The Analysis was based on comprehensive characterization of both fractions, which was done by the so-called "Merkmalsklassenanalyse". Predicated on technical experiments, which were based on milling, magnetic separation, Eddy current separation and sorting with the aid of near-infrared sensors are used to test the prospects of success for the industrial scale. Furthermore the results were used for suggestions on an optimized enrichment of valuable scrap.

The findings gained were formed to suggestions for the construction and connection to allow an exclusion of the bulk fraction from the flow of materials and an improved mass yield of the valuable scrap.

## Input-Output Analysis of a WEEE Treatment Facility

S. Lukas, G. Kreindl & K.E. Lorber

*Institute for Sustainable Waste Management and Technology (IAE), Montanuniversitaet Leoben, Leoben, Austria*

A. Curtis

*Saubermacher Dienstleistungs AG, Graz, Austria*

The Waste Electric and Electronic Equipment (WEEE) Treatment Facility of Saubermacher Dienstleistungs AG in Unterpremstätten was launched in 2010 for the treatment of small WEEE like radios, desktops, domestic appliances like vacuum cleaners, etc. The WEEE is treated as follows: manual presorting, disintegration via cross flow disintegrator (Querstromzerspaner QZ), sieving, magnetic separation, manual sorting.

In order to evaluate the separation of valuable fractions as well as the removal of hazardous substances, a material flow analysis according to the ÖNORM S 2096 guideline was carried out within a Master Thesis, the results of which are reported here. The material flow analysis was also needed to plan the enlargement of the treatment facility by additional treatment steps.

The mixture of the so called “passage”, which accounts for up to 40 % of the output, had a yet unknown composition. It was sorted into 14 different fractions. The fine fraction (< 12 mm), which is being sieved off after the QZ, was also analysed in order to find an appropriate way of further treatment or recovery.

It was found that this material stream, i.e. the passage, contains 63 % plastics, 3 % ferrous metals, 8 % non-ferrous metals, 4 % circuit boards, 2 % cables, 11 % other composites and about 1 % hazardous wastes. The valuable materials such as circuit boards or metals are mainly bound within composites.

The fine fraction has a high calorific value of 8,500 kJ/kg DM but it is not suitable for co-incineration according to Austrian law due to its high heavy metal (e.g. Hg 10 mg/kg DM) and chlorine (5,000 mg/kg DM) content. Moreover, it contains about 5 % iron and 2 to 3 % copper. These are bound within composites and would only be recoverable by further expended disintegration.

Looking at the output fractions of the whole WEEE treatment facility, the recovery of iron can be viewed as very satisfactory because 95 % of the iron are collected. Aluminum and copper on the other hand are recovered to a significantly smaller extent. Half of the aluminum and a quarter of the copper remain in the “passage” – stream after treatment.

## Quality Assurance of Solid Recovered Fuels (SRF) in Austria

A. Aldrian, R. Sarc & K.E. Lorber

*Montanuniversitaet Leoben, Institute for Sustainable Waste Management and Technology (IAE), Leoben, Austria*

Solid recovered fuels are waste fuels having a net calorific value (LHV) between 11 and 25 MJ kg<sub>OS</sub><sup>-1</sup> and a particle size ( $d_{95}$ ) in a range of 5 mm up to < 300 mm and are normally prepared from high calorific fractions of municipal, commercial or industrial waste. They usually undergo certain preparation and manufacturing steps to improve the incineration properties (e.g. particle size, chlorine content). The processing includes classification, sorting, separation of ferrous, non-ferrous metals and heavyweight inert materials as well as crushing, drying and pelletizing.

In Austria, the legal framework for the application of SRF is laid down in the regulations issued by the Ministry of Environment and numerous standards and norms published by the Austrian Standards Institute (ASI). In addition, further specifications can be agreed upon by contract between SRF supplier and user, which normally contain: Particle size ( $d_{95}$ ), net calorific value (MJ kg<sub>OS</sub><sup>-1</sup>), chlorine content (w%<sub>DS</sub>), sulphur content (w%<sub>DS</sub>), biogenic carbon content (%<sub>TC</sub>), ash content (w%<sub>DS</sub>), water content (w%<sub>OS</sub>), as well as restrictions for metals such as Tl, V, Sn, Mn (mg kg<sub>DS</sub><sup>-1</sup>).

For ensuring legal compliance and reaching the required specifications, quality assurance and therefore monitoring of SRF is of great importance. For this purpose, a sampling and sample preparation concept has to be developed in accordance with the official norms. In this contribution, the quality assurance is demonstrated and described by using the following two different scenarios, assuming that the SRF are delivered to a cement plant by walking floor trucks.

- Primary burner fuel (PBF) for a clinker kiln,  $d_{95} < 30$  mm, waste stream > 40 000 tons year<sup>-1</sup> and
- Hot disc fuel (HDF) for a clinker kiln,  $d_{95} > 80$  mm, waste stream < 40 000 tons year<sup>-1</sup>.

Sampling procedures as well as sample preparation schemes are presented for both scenarios considering the requirements in the relevant legal documents and norms as well as practical aspects.

## Sorption Behavior of Uranium in Soils

S. Setzer & S. Gäth

*Institute of Landscape Ecology and Resources Management, Justus-Liebig-University, Gießen, Germany*

As a limiting factor for plant growth, phosphorous (P) is removed permanently from soils and P-fertilization is indispensable for arable soils. Depending on origin and processing method of the raw materials, mineral P-fertilizers can contain Uranium (U) up to  $173 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  (Dittrich & Klose 2008). Considering an extensive P-fertilization in conventional agriculture, their application could lead to an annual input of U into agricultural environments. Regarding the high human- and phytotoxic potential of U, it is necessary to characterize the fate of U in the pedosphere and to identify and quantify further processes like enrichment in soils, plant uptake or leaching into groundwater aquifers.

To estimate the behavior of U in agricultural environments, it is necessary to identify and quantify the factors mainly ruling the sorption behavior of U in soils. Although several studies have investigated liquid/solid distributions of U in soils, available information are often based on small sample sizes and the distribution coefficients are either generated by only one U concentration stage (Echevarria et al. 2001) or possible influencing factors (e.g. pH-value, fulvic acids) are investigated separately without considering possible co-effects (Echevarria et al. 2001, Kornilivich et al. 2001). Several studies have reported of increasing U solubility with increasing carbonate content, due to the formation of negatively charged U-carbonate-complexes with a lower affinity to sorption active soil components (Echevarria et al. 2001, Yamaguchi et al. 2009). Echevarria et al. (2001) and Vandenhove et al. (2007) characterized the pH value as the predominant influencing factor, determining U  $K_D$  values in soils. Both reported of decreasing  $K_D$  values with increasing pH values. Echevarria et al. (2001) observed a strong dependence to the presence or absence of carbonates, meanwhile Vandenhove et al. (2007) found further influences of organic carbon and amorphous iron oxide contents.

Following up, the present study aims to quantify the concentration dependant sorption partition coefficients for agricultural soils by batch experiment with increasing concentrations of U and a high number of different soil-types, varying in those physico-chemical properties, which are hypothesized to influence the sorption behavior of U.

In the studied concentration range from  $0.005 - 50 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  U sorption proceeds not linear as evidenced by changing liquid/solid distribution coefficient at each concentration level. The Freundlich adsorption model could describe the sorption behavior of U appropriate as indicated by high values for the coefficients of determination ( $r^2 = 0.91 - 0.99$ ).  $K_F$  values range between 1.3 and 6.7, demonstrating a high affinity of U to adsorb onto the soil matrix. The range of determined distribution coefficient verifies the soil partition coefficient given in literature (Echevarria et al. 2001, Thibault et al. 1990) and demonstrates the high variability of sorption capacities of different soil types. The dependency of U soil partition coefficients from soil pH as described by Echevarria et al. (2001) and Vandenhove et al. (2007) could be confirmed by the current study. Furthermore it was figured out, that high content of carbonates and low content of oxalate soluble manganese leads to smaller  $K_F$  values.

## The Influence of Yatağan Power Plant Ashes on the Properties of Nearby Soils

E.B. Özkaraoğlu Güngör

*Ondokuz Mayıs Univ., Fac. Eng., Environmental Engineering Dept., Kurupelit, Samsun, Turkey*

Coal-fired power plants are used to meet the energy need of the country. However, fly and bottom ash originate as combustion residues from these plants. The amount of each residue depends on the power plant configuration and on the emission control device used at the plant. Depending on the coal quality, the ash produced in a power plant consists generally of 25 % bottom ash and 75 % of fly ash. The ash can be utilized in the construction industry as admixtures in cement and concrete, making bricks and other ceramic products. However, only a portion of ash is usually used commercially and the remainder is discarded in landfills or in coal mines. Yatağan power plant (3 x 210 MW) is the oldest among the three power plants constructed at the beginning of the 1980s (1982 – 1984) in the vicinity of Muğla to meet the energy need of Turkey. The coal used in the plants is low quality lignite originating from the reserves of Yatağan- Eskişehir, Tınaz, and Bağyaka basins. The Yatağan plant is known to use 15,000 tons of coal (28 – 35 % ash, 1.1 – 2.1 sulphur) and to discharge 5,000 tons of ash daily. The ashes are transported via conveyor belts to the disposal site where they are disposed. The Yatağan power plant is situated in the Yatağan plain, which is located in the Aegean Region near the Muğla city. As reported by Baba (2001) a large part of the Yatağan Plain is formed by alluvium, which is the principal aquifer in front of waste disposal site. The alluvium consists of loose, interlayer red clay, silt, sand, and gravel. According to these investigations the alluvium aquifer was found to be very permeable. Fourteen soil samples from sites located along the dominant wind direction were analysed for their physicochemical properties according to standard procedures. In general, the soil was sandy varying in fine, medium and coarse sand fractions. The pH of soil samples was varying between 7.2 and 7.5. The reference pH value was determined to be 7.3 and the pH of bottom ash and fly ash was measured to be 11.3 and 9.6, respectively. Thus, it can be concluded that the soil pH was not significantly influenced. The heavy metal levels of samples were strongly variable, changing from 11 to 300 mg Ni kg<sup>-1</sup> for nickel, 0 to 37 mg Pb kg<sup>-1</sup> for lead, 0 to 97 mg Cu kg<sup>-1</sup> for copper, 21 to 142 mg Zn kg<sup>-1</sup> for zinc and 0 to 1 mg Cd kg<sup>-1</sup> for cadmium. According to the Turkish Bylaw on Controlling Soil Pollution and Point-Source Polluted Fields, reference values are used in order to determine whether a field was influenced by any point source activity. Reference values are measured on soil samples taken from any field at vicinity of suspicious area, which is thought not to be polluted by point source or human activity. Accordingly, two sites were selected as reference sites within the study. The deviation (S) from the reference value is evaluated with a kind of enrichment factor calculated simply by dividing the maximum measured value of examined soil sample (OD<sub>max</sub>) by the reference value (RD) ( $S = OD_{max}/RD$ ). According to the calculated enrichment factors, sites with  $S \leq 1$  do not require further evaluation and are not regarded as a suspicious site, those sites with  $S > 1$  will proceed through a more detailed evaluation. Enrichment factors calculated for Ni and Pb were mostly found to be below 1. On the contrary, the highest enrichments were determined for Cu and Zn. Soil samples taken from site III, IV and V reflected the highest enrichment factors. The Cu content found at these sites were four to six times higher than the reference value. Ni was approximately seven times higher at site V and Zn was approximately two times higher at sites IV and V. In general, the heavy metal content of soil samples were higher at sites located closer to the ash disposal sites. Researches conducted on ground and surface water resources around the Yatağan thermal power plant reflect the negative influences of metal contamination in surrounding soils and the ash disposal sites. Future studies should focus on potential site remediation options.

## Innovative Design of Landfills

G. Varga, D. Kárpáti & T. Huszák

*Budapest University of Technology and Economics, Budapest, Hungary*

Environment protection and conservation are very important in the 21<sup>st</sup> century. This is even more important in waste management design and landfill construction where deposition of heterogeneous waste must be achieved in a way that minimizes its environmental impact. Therefore positioning and construction of landfills, their day-to-day maintenance as well as their operation are all very important in Hungary, the European Union, and all over the world. More waste coupled with increasing prices of land forced engineers to design higher and steeper landfills for better utilization. Changes in the size of landfills result in increased shear strength. In the analysis of long term behaviour of landfills, slope stability analysis plays a major role because the gas and leachate pipes, and the monitoring and lining systems can easily get damaged. Age, unit weight, classification and compaction methods all influence mechanical behaviour of MSW. Nevertheless, detailed knowledge of waste properties is needed to predict the change of MSW shear strengths over time.

It is important to formalize design guidelines suited for Hungarian conditions, evaluate the conditions of waste bodies in the country, and define their shear strength parameters. Our research focuses on determining soil mechanics parameters of Hungarian waste bodies with regards to their degradation phase. We have defined shear strength parameters for MSW samples of different degradation phases in a purpose-built, oversize direct shear test equipment. With the advancement of degradation internal friction of waste strongly decreases, while the cohesion of waste decreases less significantly, which may result in stability problems for landfills. Our results are in line with data from other similar literature studies. Based on laboratory tests we have drawn up shear strength envelopes for wastes with different density, composition, and degradation phase. This envelope helps to determine the safety factor of a landfill for the entire degradation process and the geometry of landfilling can be modified to take the current safety factor value into account. Using this table, long-term stability of landfills can be calculated, stability problems can be avoided, which produces financial benefits as well. Based on these equations shear strength of waste can be calculated if the degradation phase is known. Our additional goal of slope stability analysis was to determine the slope at 1.35 safety factor prescribed by Eurocode. The resulting geometry of filling was higher than the current 1:3 slope, which prompted to analyse the stability of the closure system. As a part of this research we have compared the potential closure systems on a technical, environmental and economic basis. Our research has covered all closure systems used in Hungary. The chosen layers are made up of a variety of insulation layers (natural material (clay), geomembrane, bentonite layer).

In the laboratory of the Department of Geotechnics, Budapest University of Technology, we determined the internal friction angle values of neighbouring layers by direct shear tests in the case of differing layer orders. Based on the analysis of the results we determined the orders of layers that are the most resistant against friction. Based on our laboratory data we have performed stability tests of landfills. Numerical simulations have been performed to prove that the geometry of landfilling has a major impact on slope stability. Firstly, we examined the stability of the waste body by increasing the slope of the sidewall. Additionally to different geometrical designs and reinforcement methods, we have also performed stability tests applying the two lining orders of layers determined in the laboratory. Then we compared and evaluated the results of different methods. Based on industry data we finally performed calculations on how economic each type of reinforcement is.

## Sorption Experiments with Monochlorobenzene

C. Felten & S. Gäth

*Justus-Liebig-Universität, Gießen, Germany*

The project deals with the behavior of chlorobenzene in the soil-groundwater system of the industrial park in Frankfurt Höchst (IPH). Chlorobenzenes have been and are used as industrial solvents, pesticides, non-conductive fluids, deodorants, and chemical intermediates. Chlorobenzene or chlorinated benzene compounds in the soil and the groundwater may occur due to their extensive use over many decades. So a first thesis of this subject (“Das Schadeinheitenmodell zur Identifikation und Bewertung von Standorten mit schädlichen Bodenveränderungen am Beispiel Industriepark Höchst”, Brans 2008), showed that chlorobenzene represents the most important contaminant regarding the ground pollution in the IPH. Former the HOECHST AG treated chlorbenzene residues as production residues and production decline and they were deposited in certain sections of the Höchst area.

The IPH is secured by several fountains along the banks of the river Main, which pump out groundwater that is contaminated with chlorobenzene. They clean it in a biological clarification plant before entering the river Main.

The current work should show whether there are efficient, cost effective and actionable remediation alternatives to the now operated pump-and-treat action.

In laboratory we organize batch and column experiments with monochlorobenzene. The results of the batch and column tests will be presented on the distribution coefficient (KD-value) and will be compared to each other.

Then possible remedial alternatives for the contaminated industrial site could be established which can support the pump-and-treat procedures, taking in account the sorption and desorption behavior of chlorobenzenes in the soil. For example the obtained parameters should help to demonstrate the applicability of methods such as the enhanced natural attenuation (ENA).



## Mineral Species in Acid Mine Drainage of the Elatsite Mining Area, Bulgaria

R. Atanassova & A. Benderev

*Geological Institute, Bulgarian Academy of Sciences, Sofia, Bulgaria*

Mining and smelting activities are leading to the accumulation of large volumes of wastes, including slags, ash, industrial residues, and others. Mining waste and residual materials are one of the major sources of potentially toxic elements in the environment and constitute a serious problem in the area where they are stored. The exposed materials often contain elements in their reduced state that are readily oxidised by available oxidants, such as dissolved oxygen and oxygen in the pore gas as well as ferric iron. Such oxidative weathering of various sulphide minerals result in the generation of acid mine drainage (AMD – sulfate and highly acidic waters), characterised by net acidity and high concentrations of hazardous metals and metalloids (Fe, Cu, Mn, Zn, Pb, As and others) and sulfates. The Panagyurishte ore region, the most important part of the Srednogie metallogenic zone, contains Bulgarian's most important economic porphyry and epithermal ore deposits. Elatsite is one of the largest porphyry-copper deposits in East Europe and one of the richest in PGE. Porphyry-copper mineralization of the deposit is genetically connected to Late Cretaceous subvolcanic intrusions of quartz-monzonitic to granodioritic composition. The mineralization is also hosted in Paleozoic granodiorites and greenschists intruded in them. The described open pit is one of the largest operating mines for copper and gold in Europe. The exploitation of the deposit began in 1981. Recently, local authorities in the area of the Elatsite deposit raised some reclamations concerning contamination of stream waters due to AMD in the ore-exploitation sites and in waste piles with highly increased concentrations of Mn, Cu, Fe, etc. Characteristic sites were selected for solid phase sampling in the mining area of the Elatsite deposit during several field trips in the period 2010 – 2012. On the spot water analysis of water samples for non-stable components (pH, Eh and conductivity) were carried out. After hydrochemical characterization of the surface waters (Stage report-January, 2012) also mineralogical investigations of recent precipitates in the ore-exploitation sites and in waste piles have been carried out. The solid samples were collected from zones of water stream discharge and from the inactive parts of the waste heaps in the open pit, and were taken at different seasons. The collected materials were heterogeneous and show different macroscopic features. The samples were transported and stored in close polyethylene bags. For the identification of mineral phases, representative materials from white, grey and bluish colored precipitates and weathering crusts have been selected. Solid phase analyses including XRD and SEM-EDS have identified the more common Al hydroxysulfate minerals basaluminite and alunite in acid sulfate waters derived from acid mine drainage. Poorly crystalline white crusts observed on surrounding rocks show composition close to alunite stoichiometry  $\text{Al}_2(\text{SO}_4)(\text{OH})_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ . Detailed morphology of fine grained newly formed phases was observed and documented by SEM. Blue color granular and porous masses are formed in the area of the blue water stream discharge. This new solid phases precipitate after mixing of water the two smaller neighbour streams in the area. Copper sulfate species are identified by XRD and elemental analysis (devilline, chalcoalumite, cyanotrichite, parnoute and others). The different phases gradually got transformed in depending on the humidity of the environment, as well as during the laboratory investigations. In this study we have also performed theoretical calculations to determine the aluminium and copper mineral species forming in AMD. The equilibrium calculations predict that both sulfate and Al can be immobilized in acid waters by the precipitation of aluminium hydroxysulfate minerals. The observed phenomenon of the blue coloured water stream found downstream, shows spontaneous precipitation of copper phases.

## Landfill Mining – Goldmines on the Outskirts?

J. Nispel & S. Gäth

*Justus-Liebig-University, Institute of Waste and Resource Management, Gießen, Germany*

Raw materials, such as steel and energy are becoming scarcer due to the steady growth of the world population and the resulting consumption change. Hence, it is expected that the prices of primary and secondary raw materials will rise in the future even more than in the present.

Before this background, house garbage dumps represent unused raw material depots whose resource potential is largely unknown. Within the scope of this work is indicated which material, energetic and ecological potential these "depots" own, using the garbage dump site Dyckerhoffbruch as an example.

In connection with this, on landfills like Dyckerhoffbruch all material fractions, which arise in our separate collection system today, have to be suspected within the landfill body. This means that landfills represent anthropogenic storages of raw materials whose content is dependent on the use and the utilization time. It is expected, that the use of raw materials contained in landfills is economically with increasing raw material scarcity and prices.

The Aim of this project is to answer the central question: Under which boundary conditions could the ecologically compatible processing and usage of deposited resources be more economic as well as more efficiently used than the future costs of landfill closure and aftercare?

Because of the above mentioned fact, on the basis of 20 test drillings, the quantitative and qualitativ resource value of the dump segment I of the landfill Dyckerhoffbruch is presently examined by the Institute of Waste and Resource Management. Primary aim is the production of a three dimensional resource potential model of the landfill body, whose Hotspots illustrate the exact picture of the available resources.

## Accelerated Investigation of Media Impact on Polyethylene Geomembranes

A. Redhead & A. Frank

*Polymer Competence Center Leoben GmbH, Leoben, Austria*

G. Pinter

*Montanuniversitaet Leoben, Chair of Materials Science and testing of Plastics, Leoben, Austria*

Geomembranes are applied in a wide range of engineering barrier systems. These applications are represented by various complex impacts and loading conditions. One property at least is important in common for all: the requirement of extraordinary media resistance. Several advantages encourage the popularity of polyethylene with high density (PE-HD). Among them are its remarkable good resistance against various aggressive liquids, its attractive price performance ratio and a good and easy controlled weldability. However, physical and chemical aging of the material are caused due to the impact of different media and have been investigated since decades by means of time-consuming immersion tests with subsequent tensile tests. The present study deals with a new fracture mechanics characterization method, combining cyclic tests with cracked round bar (CRB) specimens and a special glass media cell for a defined environment. This test setup makes it possible to detect a materials resistance against crack initiation and slow crack growth (SCG) immediately under the influence of different aggressive media. One PE-HD grade for geomembrane applications was investigated in two different compounding: one carbon black filled and one natural material. Cyclic CRB tests were conducted under two different configurations: tests on unexposed and exposed specimens in air and environmental tests of unexposed specimens in the media cell. Conventional methods such as immersion tests with subsequent tensile tests, Oxidation Induction Time (OIT) measurement and Infrared (IR)-spectroscopy were carried out, in order to observe the materials physical and chemical aging conditions. Based on relevant standards concerning the investigation of geomembranes, a comprehensive exposure program in relevant media was carried out with a subsequent re-drying. Films and a series of CRB specimens were exposed to a 10 % aqueous solution of Arkopal® N110 and a 20 % aqueous solution of sodium chloride. Arkopal® N110 is a common surfactant for the accelerated evaluation of the resistance to environmental stress cracking of PE geomembranes. A reduction of the stiffness indicated a swelling impact of both media on the material. The same tendency was found within the cyclic CRB tests in the media cell. Crack initiation was shifted to higher cycle numbers for both media. Failure was shifted to higher cycle numbers for Arkopal® N110. All in all, the cyclic CRB tests showed comparable results with a higher pronunciation of the effects for the results of the media cell, where the test fluids had the duration of the whole testing time to act on the continuously loaded crack front. Moreover detailed information about the media impact could be gained. Arkopal® N110 had a higher impact on the materials but, against the expectations, a decelerating effect. Therefore, according to relevant standards, the required exposure temperature of 23 °C was at least for Arkopal® questionable and the tests in the media cell were rerun at 80 °C. After one week the tests were stopped without a hint of crack initiation and a crack freezing procedure was performed in order to investigate the plastic zone at the crack tip. Optical microscopy obtained that a distinctive plastic zone of more than 1000 µm in length had formed in front of the crack tip with a spreading of multiple crazes. These results confirmed the softening effect of the surfactant and revealed the source of the deceleration. IR-spectroscopy disclosed small carbonyl peaks after re-drying which may be a hint of stabilizer bleeding. The OIT, which indeed decreased during the first hours of exposure, was still measurable after the entire exposure time. Hence a chemical aging could be neglected, which was in accordance with the results of the tensile tests, where the failure strain did not show any variation. The carbon black filled material showed better performance in all investigations.

## The influence of Meteorological Parameters on the Leachate Flow in a Landfill

O. Konrad & F. Bastiani

*Department of Environmental Engineering – UNIVATES, Lajeado, Brazil*

A. Bezama

*Helmholtz Centre for Environmental Research – UFZ, Leipzig, Germany*

The direct disposal of untreated municipal solid waste in landfills is widely used in Brazil due to its cost benefit and because of the lack of sound and robust alternative management alternatives. In particular, leachate is considered a highly polluted waste stream that needs to be treated due to its complex chemical composition. For the design of leachate treatment plants, an accurate estimation of the amount and quality of effluents is needed. In this regard, both parameters are influenced by meteorological conditions, for which this case study investigates the influence of meteorological parameters (i.e. temperature and rainfall) on the flow of leachate generated in a landfill in the municipality of Lajeado/Rio Grande do Sul. The collection of data for the evaluation of the influence of meteorological parameters on generated leachate flow ( $\text{m}^3/\text{h}$ ) at the Lajeado landfill was performed using an automatic monitoring system for both the leachate stream that enters the wastewater treatment plant of the landfill, and the meteorological parameter recorded. The readings of the weather conditions, temperature ( $^{\circ}\text{C}$ ) and rainfall (mm), were performed in collaboration with the Hydrometeorological Information Center (HIC) at the UNIVATES University Center. The period of monitoring the leachate flow and the meteorological parameters was twelve months. Through the evaluation of the collected data it was possible to visualize the influence of rainfall on leachate flow, but surprisingly not all periods of precipitation were accompanied by subsequent increases in flow of leachate. Only for September 2010, February and April 2011 we could observe the direct influence of rainfall on leachate flow, which may be due to the fact that the active landfill cells had an open area of  $15,000 \text{ m}^2$  and no type of coverage, was existing, thus presenting a large catchment area for rain water. In the remaining months of the year, the direct influence of precipitation on the generation of leachate was not observed. It became clear, especially in the months of October and November 2010 and January, March and April 2011, that there is a direct influence of temperature on the generated leachate flow, and as the temperature decreased, the flow increased.

## Material Stocks and Flows from Demolition of a Historical Company Site

C. Wiesenmaier & L. Schebek

*FG Industrial Material Cycles, Institut IWAR, Technische Universität Darmstadt, Germany*

M. Löhr

*Institute of Construction Technologies and Management, Technische Universität Darmstadt, Germany*

In our society, during the last decades, the largest share of mineral resources and a major share of metallic resources have been consumed by the building sector. This consumption has led to large stocks of materials. At the end of the lifetime of buildings these stocks should be reused as a source for secondary resources. Especially industrial sites can be expected to have high stocks of metals. The approach of our research is investigating urban mining from the sector of industrial and commercial buildings.

As a first step, we have carried out a case study at a historical production site to determine stocks and flows of the existing types of buildings. Our case study is the former production site of the food company “3 Glocken” in Weinheim, (Baden-Württemberg, Germany) with a size of 25,000 m<sup>2</sup>.

The site and the process of demolition have been investigated by analysis of existing documents, e.g. plans, by interviews with the demolition company and by information drawn during the process of demolition.

The information gained from these sources has been evaluated as follows:

- Characterization of types of buildings,
- Material Stocks and
- Demolition.

The demolition covered 22 buildings, which can be structured in large industrial buildings, small industrial buildings, residential and office buildings and the aggregates.

The share of materials that is actually recycled has been assessed and informations on costs and revenues were evaluated. Detailed results have been compared to literature on material stocks of industrial buildings. Further case studies on industrial buildings and production sites will be carried out, focussing on the correlation between type, size and use of the building and the amount of materials to be expected but also the correlation between the age and the material stocks.

## Use of Ripened Dredged Material as Substrate for Landfill Recultivation

G. Morscheck & M. Nelles

*University of Rostock, Department Waste Management and Material Flow, Rostock, Germany*

M. Henneberg

*Steinbeis-Transfer-Centre Applied Landscape Planning, Rostock, Germany*

Since 16 years some landfills in Mecklenburg-Western Pomerania were reclaimed with treated and aged dredged material. This reclamation substrate comes from the dredging-processes to maintain water depths in the port of Rostock.

The dredged material is treated (dewatered) and classified in an industrial treatment and disposal facility (IAA). Conventional spoil fields were converted into an IAA, where the dredged material is fractionated in a longitudinal fractionating process by flow in coarse and fine materials. After sorting, gravel and sand are immediately ready for use. The finer silt substrates are removed when dry enough for digging and heaped up to form mounds. Natural dewatering, aeration, and biological processes transform the silt into soil material with exceptionally good properties. These silty soils are used for a variety of uses. The advantages of this silt material are its outstanding capacity to store nutrients and water and its excellent soil structure. It is used in gardening and landscaping, for the recultivation of old industrial sites and landfills, and will, in future, also be used in agriculture.

The German Ordinance on Landfill Sites and Long-Term Storage Facilities (Landfill Ordinance – DepV) requires proof of useful field capacity of at least 140 mm, in terms of the total thickness of the recultivation layer, or useful field capacity of at least 220 mm if the recultivation layer is designed as a water regime layer.

On four landfill sites were made two to 16 years after the reclamation measures of pore space distribution (field capacity, useful field capacity), water permeability, mechanical properties and chemical composition.

It was demonstrated that the requirements of the Landfill Ordinance regarding useful field capacity can be reliably satisfied. And that many years after the recultivation!

For the reclamation were used silty loams rich of organic substances. The organic matter content is greater than 5 %. The organic substance is very stable to biological degradation (AT<sub>4</sub> respirometric activity < 2 mg O<sub>2</sub>/g DM).

The pollutant content of the dredged material from Rostock is low; the limit values of the landfill regulations are met.

The dredged material comes from brackish waters; it is rich in salt (Cl, SO<sub>4</sub>). Negative consequences for plant growth on the landfill cover made out of dredged material could not be found.

The vane shearing strength varies from 70 to 120 kPa. The water permeability in the laboratory is  $8.1 \times 10^{-6}$  -  $1.2 \times 10^{-7}$ , in situ (in the field) of  $2.18 \times 10^{-6}$  -  $1.98 \times 10^{-8}$  and decreases from top to bottom.

The total pore volume (GPV) of the recultivation layer lies even after several years, over 50 %, often over 60 %. The bulk density is very low (0.8 – 1.1 g / m<sup>3</sup>). Field capacity (FK) and useful field capacity (nFK) meet the legal requirements. There were measured 500 – 610 mm (FK) and 230 – 290 mm (nFK) per meter. The infiltration rates were simulated with the model HELP 3.90 D.

It was demonstrated that the requirements regarding useful field capacity met safe, even many years after recultivation.

The use of treated dredged material in recultivation layers is also possible in the future.

## Ultrasound-Assisted Extraction Method for PCBs Analysis in Soils via GC-ECD

A. Bezama

*Department of Bioenergy, Helmholtz Center of Environmental Research – UFZ, Leipzig, Germany*

A. Flores, E. Pereira, V. Hernández, R. Quiroz & H. Moya

*University of Concepción, Concepción, Chile*

Soxhlet extraction has been the traditional method for PCBs analysis in soil and sediment samples. This method usually requires a large amount of solvent and must be carried out for 20 hours or more. As the demand for minimizing solvents consumption and extraction times arises, new techniques have been developed over the past three decades, incorporating boiling and rinsing stages that drastically reduce the total time of extraction. Another alternative to conventional Soxhlet extraction is the ultrasound-assisted extraction, which has been applied for extracting PCBs from different solid environmental samples. In this case, utilization of ultrasound results in shorter extraction times and reduced solvent consumption, and it gives the possibility of working at temperatures higher than the boiling point of the solvent; thus, the extraction process is facilitated due to increased analyte desorption and diffusion from the solid matrix.

In this work, a method to analyze PCBs in soils by an ultrasound-assisted extraction and quantification by GC with ECD detector, which is selective for halogenated compounds, was developed, as alternative to the classic analytical methods. The study was carried out using the PCB Mix-3 Standard Applichem L20030300IO, which considers a mixture of seven PCB congeners (PCB 28, 52, 101, 118, 138, 153, 180).

Extraction and quantification conditions were optimized, and the detection and quantification limits were established both for the instrumentation as well as for the method itself. For statistical analysis to determine detection and quantification limits, calibration curves were prepared with PCBs concentrations ranging from 5 to 50 ppb. All tests were made in triplicate. From these curves, detection and quantification limits were established for the instrumentation. In addition, for evaluating the extraction efficiency, recovery tests were carried out using 3 g of synthetically standardized soils, spiked with PCB Mix-3 Standard Applichem L20030300IO, evaluating different polarity mixtures of Dichloromethane (DCM), Hexane (HEX) and Methanol (MeOH) in terms of congener recovery, characterizing moreover the method in terms of detection and quantification limits.

The results of the statistical analysis show that a linear range (i.e.  $r > 0.99$ ) for all studied congeners is established between 10 and 50 ppb. This is an acceptable range since, according to literature, soil is considered to be contaminated with PCBs as concentrations lie in the range of 0.01–30 mg/kg. Moreover, the variation coefficient of the method is low (less than 20 %) for almost all congeners, and the slopes of the calibration curves show that the more substituted congeners present a higher sensitivity. Furthermore, regarding the method's precision and accuracy, according to the obtained results it can be established that its accuracy (expressed as recovery yield, in percentage) increases with a higher soil contamination value, and it has an average (considering all recharges) above 70 %. On the other hand, the precision of the method was found to be between 15 % to 26 %, when considering all congeners.

It is therefore possible to conclude that the proposed analytical method is comparable to the classic soxhlet method in terms of its detection and quantification limits as well as its precision and accuracy. Moreover, it is a faster method and yields less solvent consumption than the standard method.

## In-Situ-Aeration of an Old Landfill – a Profound Analysis

C. Brandstätter & J. Fellner

*Vienna Technical University, Institute for Water Quality, Resource and Waste Management, Vienna, Austria*

R. Prantl

*blb GeoServices gmbH, Vienna, Austria*

Land-filling of Municipal Solid Waste (MSW) leads to the production of landfill gas and to the contamination of the leachate. The main components of the gas are methane (around 60 %) with a 100-year global warming potential of 25 and carbon dioxide (around 40 %). The leachate is mainly contaminated with organic substances, soluble salts and ammonium. One method to reduce the environmental threat posed by old landfills is to inject air into the deposited waste, known as landfill in-situ-aeration.

This technique is currently used to remediate the old landfill “Heferlbach” close to the Schwechat airport, east of Vienna. Between 1965 and 1973 around 240,000 m<sup>3</sup> of waste have been deposited at this site, mainly made up by MSW (about 62 %) and mineral waste. For the in-situ-aeration, horizontal venting pipes were installed at the site at different depths: the lower pipes are used to inject air into the landfill, whereas the upper venting pipes are used to extract the generated landfill gas. The extracted off-gas is subsequently vented through a compost-filter-system.

The overall goal of the project is to determine technically feasible levels of waste stabilization which can be achieved by in-situ-aeration measures at old landfills. Beside the installation of two monitoring fields on-site, the land-filled waste has been characterized prior to the start of air injection. In addition, lab-scale experiments using so called “landfill simulation reactors” (with an experimental volume of 80 liters) have been set up and are currently in operation. The aims of these experiments are on the one hand to determine the potential gas-production of the land-filled waste and on the other hand to describe the potential performance of the in-situ-aeration.

In total six laboratory reactors containing about 50 kg dry landfill material were established. Three pairs of reactors are each treated differently, after an initial anaerobic phase of eight weeks at all reactors: two are aerated without any addition of water; two are aerated and “irrigated” and the last two are operated under anaerobic conditions in order to simulate a scenario without remediation measures. We are examining pools and flows of various parameters, in the three main components solid matter, gas and water. The measured parameters of the produced gas in the reactors include CH<sub>4</sub>, CO<sub>2</sub>, H<sub>2</sub>S and O<sub>2</sub>. For the solid body we determine total element contents (e.g. C, N, S, Cd, Cu, and Cr), biological activity and amounts of microbes (RI<sub>4</sub>, microbial and fungal biomass). The leachate is examined for carbon and elemental content, as well as COD and BOD<sub>5</sub>.

First results from the characterization of the landfill material before aeration indicate a huge heterogeneity in terms of respiration index (0.5 – 5.6 mg O<sub>2</sub>/g DW). Additionally the average water content of the waste sampled was rather low in comparison to other landfills of a similar age (around 21 % water content by mass). By now, the reactors show a cumulative gas producing potential of around 8.6 litres/kg DW (after twelve weeks of operation).



## Improved Methods for Decontamination of Contaminated Soil

L. Draganov & P. Pavlov

*University of Mining and Geology, St. Ivan Rilsky, Sofia, Bulgaria*

About 0.7 % of the agricultural land in Bulgaria is heavily polluted and needs remediation. One of the in situ methods used for cleaning up soils that are contaminated by hydrocarbons from petrol industry is the so called DCR (i.e. Dispersion by Chemical Reactions) process, where hydrophobic CaO is injected into the soil to form Ca(OH)<sub>2</sub>/with water. By adsorption effects, hydrocarbon molecules are fixed at the hydrophobic surface of fine Ca(OH)<sub>2</sub>/soil-particles. Additionally, alkalophilic microorganisms, like *Bacillus alcalophilus* are degrading the mineral oil hydrocarbons to CO<sub>2</sub> and H<sub>2</sub>O at pH 8 – 11.5, resulting in carbonatization and formation of CaCO<sub>3</sub>, which encapsulates the rest of the hydrocarbons that are not biologically decomposed. In the present contribution, an improvement of the DCR-process is reported by application of the so-called AKB (Encapsulation by Adsorption and Biological Degradation)-technique, and results are presented on the in situ remediation of soil contaminated by petrol industry. When hot-spot samples from an oil spill are treated by the AKB-technique, reductions between 90 – 97 % have been achieved for petrol hydrocarbons contamination in soil.



## **Unser Buffet 2010**





## Autorenverzeichnis

### A

Adam, D. ....	447
Aeby, A. ....	481
Albanna, M. ....	127
Albers, C. ....	661
Aldrian, A. ....	731
Anastasiadou, K. ....	333
Anguelova, R. ....	687
Antrekowitsch, H. ....	373
Arnberger, A. ....	379, 599
Atanassova, R. ....	747

### B

Barabosz, J. ....	169
Bastiani, F. ....	757
Bauerschlag, N. ....	157
Beitinger, E. ....	433
Benderev, A. ....	747
Bernhofer, G. ....	677
Berninger, B. ....	669
Bezama, A. ....	757, 767
Binner, E. ....	319
Bischlager, O. ....	133
Bockreis, A. ....	107, 127
Bogovic, J. ....	239
Böhm, K. ....	319
Bokelmann, M. ....	673
Bornhardt, C. ....	661
Brandner, V. ....	497
Brandstätter, C. ....	771
Briese, D. ....	627
Bröcker, C. ....	527
Brüning, R. ....	619
Buckup, P. ....	457
Burger, H. ....	73
Burghardt A. ....	603
Bursch, W. ....	475

### C

Cebulla, B. ....	619
Charlé, C. ....	443
Cimatoribus, C. ....	269
Curtis, A. ....	249, 379, 719, 723, 727
Czeczil, J. ....	447

### D

Daehn, C. ....	163
De Waart, H. ....	303
Delfs, N. ....	707
Diepolder, M. ....	619
Döberl, G. ....	113

Dorn, T. ....	119
Dos Santos, M. ....	257
Doschek, K. ....	641
Draganov, L. ....	775
Duspiva, F. ....	399

### E

Eckstein, K. ....	243
Edenberger, W. ....	503
Edlinger, K.-M. ....	191
Egner, S. ....	49
Ehrenberg, C. ....	283
Ellersdorfer, M. ....	367

### F

Faulstich, M. ....	49, 623
Feil, A. ....	157
Fellner, J. ....	539, 771
Felten, C. ....	745
Finsterwalder, K. ....	469
Flachberger, H. ....	399, 723
Flamme, S. ....	243
Flores, A. ....	767
Frank, A. ....	755
Franke, M. ....	623
Freimund, A. ....	315
Fricke, K. ....	575
Friedrich, B. ....	239
Frühwirth, W. ....	113

### G

Galler, R. ....	89, 279
Gallien, C. ....	101
Gäth, S. ....	139, 181, 201, 735, 745, 751
Geier, B. ....	707
Gelbmann, U. ....	205
Gesslbauer, S. ....	339
Gidakos, E. ....	333
Gombkötő, I. ....	453
Götze, M. ....	657
Gratz, M. ....	385
Gresslehner, K.-H. ....	379
Grinschgl, A. ....	405
Großkinsky, H. ....	433
Großmann, J. ....	437, 457
Grotefeld, V. ....	691
Gröticke, I. ....	139

### H

Hafner, G. ....	169
Harather, K. ....	329

Haselgrübler ,M.....	611	Löhr, M.....	761
Haslehner, M.....	447	Loibner, A.P.....	421, 475
Haubrich, E.....	549	Lolos, T.....	681
Hauck, T.....	549	Lorber, K.E.....	339, 475, 727, 731
Hauer, W.....	175	Löwe, D.....	509
Heigl, M.....	145	Luidold, S.....	373
Heilmann, A.....	415	Lukas, S.....	249, 727
Held, K.....	229		
Henneberg, M.....	763	<b>M</b>	
Hernández, V.....	767	Madarász, T.....	453
Heußner, C.....	575	Madlsperger, G.....	315
Himmel, W.....	585	Magel, G.....	295
Hodecek, P.....	123	Mann, O.....	475
Hofstätter, H.....	67	Marb, C.....	645
Holzer, C.....	57, 353	Markiewicz, R.....	447
Hölzle, I.....	593	Martin, V.....	309
Hrad, M.....	695	Meirhofer, M.....	699
Huber-Humer, M.....	695	Meissner, M.....	677
Hübl, F.....	527	Menapace, H.....	711
Huszák, T.....	741	Merstallinger, M.....	175
Huter, E.....	545	Mitterwallner, J.....	585
		Mocker, M.....	623
<b>J</b>		Moldenhauer, R.....	661
Jungmeier, C.....	95	Morscheck, G.....	763
		Moya, H.....	767
<b>K</b>		Müller ,G.....	715
Kárpáti, D.....	741	Müller, H.....	67
Kässinger, J.....	503	Müller, P.....	487
Katschnig, H.....	339	Müller, W.....	107, 295
Kern, H.....	223, 229	Münnich, K.....	575
Kerschbaumer, C.....	229		
Kiechle, G.....	191	<b>N</b>	
Klampfl-Pernold, H.....	145	Naji, F.....	269
Kleinhapfl, M.....	409	Navia, R.....	661
Kletzmayer, W.....	385	Neitsch, M.....	677
Kofler, A.....	711	Nelles, M.....	119, 763
Kofler, M.....	641	Neubacher, F.....	217
Konrad, O.....	757	Neubauer, C.....	325
Kraiger, H.....	493	Neumann, W.....	657
Kranert, M.....	169, 269	Niederseer, C.....	637
Krätschmer, W.....	49	Nispel, J.....	751
Kreibe, S.....	133, 673	Nitsche, C.....	437, 457
Kreindl, G.....	249, 359, 727		
Krenn, A.....	197	<b>O</b>	
Kroban, M.....	185	Obersteiner, G.....	211, 617
Krüger, M.....	575	Ortmann, M.....	113
Kühn, S.....	443	Ortner, M.....	107
Kunanz, H.....	67	Ortner, M.....	603
Kurz, G.....	217	Özkaraova Güngör, E.B.....	737
<b>L</b>		<b>P</b>	
Lampert, C.....	325	Pavlov, P.....	775
Laner, D.....	539	Payrhuber, R.....	85
Laske, S.....	353	Pereira, E.....	767
Lebersorger, S.....	169, 633	Pertl, A.....	211
Lechner, P.....	319	Pfeifer, S.....	623
Leitner, T.....	257	Pichler, C.....	703

Piller, R. ....	85	Schwarz, T. ....	685
Pinter, G. ....	755	Schweiger, G. ....	191
Piringer, M. ....	695	Schwinger, A. ....	239
Pitschke, T. ....	133, 185	Sehrbrock, U. ....	561
Pladerer, C. ....	677	Seppele jun., P. ....	711
Plank, R. ....	283	Setzer, S. ....	735
Poetke, D. ....	437	Seyfert, A. ....	519
Pomberger, R. ....	95, 379, 585, 685	Simoës, P. ....	303
Pomp, S. ....	309	Sohm, D. ....	611
Poscher, A. ....	373	Sommer, M. ....	409, 699
Pramreiter, B. ....	405	Spiegel, W. ....	295
Prantl, R. ....	497, 771	Spijker, C. ....	229
Pretz, T. ....	157	Spinrärer, M. ....	239
Preuß, V. ....	433	Spitzbart, M. ....	257
<b>Q</b>		Staber, G. ....	339
Quiroz, R. ....	767	Stadler, H. ....	81
<b>R</b>		Starke, R. ....	569
Ragoßnig, A.M. ....	283, 409, 699	Stopic, S. ....	239
Rapf, M. ....	263	Struppe, T. ....	443
Raupenstrauch, H. ....	223, 229, 263, 447	Stummer, S. ....	191
.....	641, 707	Sumetzberger-Hasinger, M. ....	421
Redhead, A. ....	755	Syllwasschy, O. ....	555
Resch, D. ....	89, 279	Szűcs, P. ....	453
Rettenberger, G. ....	515, 575	<b>T</b>	
Richers, U. ....	663	Tenta, E. ....	405
Richter, R.B. ....	345	Theodoridou, V. ....	637
Ricken, T. ....	463	Thiel, S. ....	289
Riedel, H. ....	645	Thomas, J. ....	433
Ritter, M. ....	217	Thomé-Kozmiensky, K.J. ....	59
Ritzkowski, M. ....	533	Tokarski, F. ....	653
Rixrath, D. ....	699	Tulokhonova, A. ....	649
Rogusch-Sießmayr, T. ....	631	<b>U</b>	
Rotter, V.S. ....	391	Ueberschaar, M. ....	391
<b>S</b>		Ulanova, O. ....	649
Salvo, S. ....	661	<b>V</b>	
Sarc, R. ....	339, 585, 731	Vaak, F. ....	181
Schebek, L. ....	761	Van Berlo, M.A.J. ....	303
Scherhauser, S. ....	169, 211, 617	Varga, G. ....	741
Scherr, K.E. ....	421, 475	<b>W</b>	
Schmalbein, N. ....	157	Walter, G. ....	243
Schmid, A. ....	249, 275, 399, 723	Wanka, S. ....	575
Schmidt, G. ....	95, 145	Warnstedt, A. ....	715
Schmied, E. ....	617	Weiler, C. ....	691
Schmuck, S. ....	463	Weingran, C. ....	427
Schneider, F. ....	169, 633	Weinlich, M. ....	257
Schneider, I. ....	127	Weiss, H. ....	599
Schneider, J. ....	653	Weißbach, T. ....	589
Schneider, M. ....	133, 185, 673	Wellacher, M. ....	151
Schöberl, P. ....	475	Westholm, H. ....	627
Schönberg, A. ....	447	Widmann, R. ....	463
Schöps, D. ....	619	Wiesenmaier, C. ....	761
Schroeder, W.E. ....	235	Witschnigg, A. ....	353
Schulte, B. ....	575	Witte, W. ....	415
Schwarz, H. ....	249, 723		

Wölfel, S. ....	275
Wonschik, C.-R. ....	415
Wruss, K.W. ....	475
Wu, K. ....	119

**Z**

Zehentner, H. ....	493
Zorzi, M. ....	447

# Sachregister

## A

Abfall.....	569
Abfallablagerung.....	443
Abfallaufbereitung.....	409
Abfallaufkommen.....	181
Abfallbehandlung.....	711
Abfallbehandlungsanlagen.....	229
Abfalleigenschaft.....	631, 711
Abfallmengen.....	243
Abfalltrocknung.....	715
Abfallverbrennung.....	663
Abfallvermeidung.....	279, 617
Abfallverwertung.....	95, 205
Abfallverwertungstechnik.....	719
Abfallwirtschaft.....	89, 133, 185, 359
Abfallwirtschaftliche Kennzahlen.....	197
Abluft.....	329
Abluftreinigung.....	325, 603
Acidification.....	691
Altablagerung.....	545
Altfahrzeuge.....	385
Altholz.....	151
Altlast.....	771
Altlasten.....	437, 475, 745
Altlastenerkundung.....	457
Altpapier.....	673
Altreifengummi.....	353
Anlagenbau.....	611
Anlagengenehmigung.....	85
Anlagensicherheit.....	229
Annahmeverfahren.....	569
Anodische Oxidation.....	339
Äquivalenzmodell.....	447
Asbestos.....	333
Ash.....	737
Asphaltene Removal.....	67
Aufbereitung.....	723
Aufkommen.....	169
Ausbreitungsmodellierung.....	695
Autoabgaskatalysator.....	631

## B

Baggergut.....	763
Baulandwidmung.....	545
Baustoffrecycling.....	657
Behälterlogistik.....	619
Belüftungskonzepte.....	533
Betriebsbeauftragte.....	85
Bewertung.....	201
Bildschirmaltgerätesammlung.....	619
Bilologische Sanierung.....	421
Bioabfallverwertung.....	107

Biokunststoff.....	359
Biologischer Abbau.....	493
Biomassebrennstoff.....	151
Böden.....	775
Bonfol.....	481
Branchenreife.....	145
BVT.....	663

## C

Calciumchlorid.....	295
Carbon Capture and Utilisation.....	637
CEE.....	123
Chemical Resistance.....	755
China.....	119
Chlorbenzol.....	745
Chromat.....	487
CO <sub>2</sub> - und Energiebilanz.....	107
CO <sub>2</sub> -Einsparpotenzial.....	645
CO <sub>2</sub> -Grenzvermeidungskosten.....	283
CO <sub>2</sub> -Reduktion.....	279
Cuttings.....	275

## D

Datenvarianz.....	469
Degradation.....	741
Deliquescenz.....	295
Deponie.....	515, 549, 763
Deponiebau.....	561
Deponiebelüftung.....	533
Deponieentwässerungsleitungen.....	509
Deponiegas.....	515
Deponiegasnutzung.....	527
Deponienachsorge.....	463, 539
Deponierückbau.....	585, 589, 593, 751
Deponiesimulation.....	463
Deponiestillegung.....	497
Deponieverordnung.....	555
Dieselschaden.....	493
Diffusion.....	447
DSR.....	771

## E

EAG.....	249, 723
Efficiency.....	303
Eindüsung.....	315
Elektoraltergeräte.....	723
Elektro- und Elektronikaltgeräte.....	685
Elektro(nik)altgeräte.....	619
Elektroaltgerätebehandlung.....	727
Elektrokleingeräte.....	727
Emissionsmessung.....	695
Energetische Verwertung.....	127



Energieeffizienz .....	715	Innovation .....	433
Entsorgung .....	181	INN-Verfahren.....	457
Entsorgungsdienstleistung.....	205	In-Situ Aerobisierung .....	493, 771
Entsorgungsfachbetrieb.....	81	In-Situ .....	427
Entsorgungslogistik.....	191	In-Situ-Maßnahme .....	447
Entstickungsmittel.....	367	Instandhaltung.....	627
Environmental Mineralogy .....	747	Interkommunale Kooperation.....	197
Erfassungsquoten .....	163	IPP.....	673
Erosion .....	561	Irkutsk .....	649
Ersatzbrennstoffe.....	119, 283, 289	<b>J</b>	
Europa .....	685	Jordanien.....	127
Eutrophication .....	691	<b>K</b>	
Exergiebilanz.....	95	Kanaldatenbank .....	503
Exploration Methods.....	593	Kanalkamera .....	503
<b>F</b>		Karbonatisierung.....	637
Fernmessmethode.....	695	Klärschlamm.....	315
Festplatten .....	391	Klärschlammasche .....	269
Flachbildschirme .....	243, 405	Klimawandel.....	49
Flächenrecycling .....	575	Kohlekraftwerke .....	289
Flash-Reaktor .....	707	Kohlendioxidensenke .....	433
Fließbettreaktor .....	487	Kohlenstoff .....	49
Freundlich .....	735	Kohlenstoffsenke MBA-Deponie .....	319
Füllstand.....	191	Kohlenstoffsequestrierung .....	415
Funnel & Gate .....	427	Kohlenwasserstoffe.....	603
Future Waste .....	719	Kommunale Abfallwirtschaft .....	197
<b>G</b>		Korrosion .....	295
Gärrest .....	367	Kosten-Wirksamkeits-Analyse .....	113
Gasbildungspotential.....	319	Kritikalität von Rohstoffen .....	201
Gasentladungslampen .....	405	Kupfer .....	139
Gebrauchtwaren .....	617	<b>L</b>	
Gefährlicher Abfall .....	379	Laboratory Tests .....	453
Geoinformationssystem.....	509	Laborversuche.....	437
Geokunststoffe .....	555	Lagerung .....	223
Geologischer Zeitraum.....	469	Landfill Mining Assessment.....	593
Geomembrane .....	755	Landfill Mining.....	575, 585, 589
Gewerbemüll .....	175	Landfill .....	741, 757
Gleichwertigkeit.....	555	Langzeitrisiko .....	539
Grundwasserkontamination.....	443	Lasertechnik.....	243
Grundwassersanierung .....	437	LCA .....	95, 649
<b>H</b>		LCD .....	405
Hausmüll .....	661	Leachate .....	757
Hazardous Waste.....	687	Lebensmittel .....	175, 181
Hetero-PAK.....	475	Lebensmittelabfall .....	169, 633
Hochdruckreinigung.....	503	Legislation Targets .....	681
Hochofenschlacke .....	641	Leichtverpackungen.....	185
Household Waste .....	687	Leuchtstoffe .....	373
Hüttensand.....	641	Lipidextraktion .....	421
Hybridkraftwerk .....	309	Lithium-Ionen-Batterie .....	379, 599
Hydrometallurgie .....	373	<b>M</b>	
<b>I</b>		Machbarkeitsstudie .....	549
Industrieemissions-Richtlinie.....	663	Managementsysteme.....	235
Infektiöse Abwässer .....	339	Manuelle Demontage.....	257
Inkubationsversuch .....	319	Materialzusammensetzung.....	257

MBA-VO.....	329	Preisentwicklung.....	139
Mechanisch-biologische		Produktumweltdeklaration.....	669
Abfallbehandlung .....	119, 325, 699, 715	Prozesseffizienz .....	157
Mechanische Abfallbehandlung.....	329	Prozessoptimierung.....	353
Mechanische Trenntechnologien.....	699	<b>Q</b>	
Mechanisch-Thermische Verwertung ..	611	Quality Assurance.....	731
Messtechnik.....	599	<b>R</b>	
Metal Accumulation.....	737	Radio Nuclides.....	345
Metallschleifschlämme.....	217	RDF-CHP Plant .....	691
Metallspäne .....	217, 399	Reactive Material Development .....	453
Metals.....	761	Recent Minerals .....	747
Meteorological Parameter .....	757	Recht .....	685
Methanisierung.....	637	Rechtliche Anerkennung.....	81
Methanoxidation .....	519	RecoPhos .....	269
Methanoxidationsschichten.....	519	Recycling . 59, 89, 211, 275, 379, 391, 707	
Mikrobielle Karbonisierung .....	415	Recyclingkreislauf .....	673
Mikrobiologie.....	427	Recyclingqualität .....	57
Mikrogasturbinen .....	527	Recyclingschlacken .....	703
Mine .....	333	Reheating .....	303
Mitverbrennung.....	289	Rekultivierung .....	763
Modellierung.....	539	Ressourcenpotential .....	589
Müllverbrennung.....	309	Ressourceneffizienz.....	217, 385
Müllverbrennungsanlagen.....	627	Ressourcenmanagement.....	57
<b>N</b>		Ressourcenschonung.....	89, 657
Nanotechnologie .....	239	Ressourcensicherung .....	575
Natürliche Rückhalte- und		Restabfall .....	653
Abbauprozesse .....	443	Restgaspotential .....	527
Nebenmetalle.....	391	Restmüll.....	175
Netzwerk .....	677	Restmüllanalyse.....	653
NORM Treatment/Disposal .....	345	Restmüllzusammensetzung.....	645
Nullwertiges Eisen .....	487	Retrofit .....	627
Nutzwertanalyse .....	101	Re-Use .....	211, 599, 617, 677
<b>O</b>		Risiko.....	239
Oberflächenabdeckung.....	497	Rohgasqualität .....	409
Oberflächenabdichtung .....	561	Rohstoffbewirtschaftung.....	145
Ökobilanz .....	101, 211, 657, 669	Rohstoffeffizienz .....	201
Ökoeffizienz.....	185	Rohstoffimporte .....	623
Ökologische Bewertung.....	107	Rohstoffwirtschaft .....	205
Optimierung des Gasverhaltens .....	463	Rotorschere .....	399
Organische Reststoffe .....	127	Rückstände.....	631
<b>P</b>		<b>S</b>	
Paraffin Removal .....	67	Safety-Excellence .....	235
Partnermodelle .....	123	Sammelsysteme .....	163
Passive Deponiegasentsorgung .....	519	Sampling .....	731
PCBs.....	767	Sanierung .....	481, 775
Pesticides.....	687	Sanierungsverfahren .....	509
Phasenerkundung .....	457	Scales .....	345
Phosphorous Fertilizer .....	735	Schätzung des Müllanfalls .....	661
Phosphorrückgewinnung.....	269	Schlackeaufbereitung.....	73
Phosphorous Recovery.....	263	Schlackengranulation.....	641
Photovoltaikanlagen.....	549	Sedimentsanierung.....	433
Polyethylene.....	755	Sekundärrohstoffe.....	73, 623, 703, 719
Potenzialanalyse .....	751	Sekundärrohstoffgewinnung .....	585
PRB .....	453	Selbstentzündung.....	223

Seltene Erden .....	373	Vergasung .....	409
Sewage Sludge .....	263	Vermeidung .....	169
Shredder .....	603	Verpackungen .....	359
Sicherheitsmanagement.....	235	Verpackungseinfluss.....	633
Sickerwasserinfiltration.....	515	Verschmutzung .....	775
Siedlungsabfallentsorgung .....	123	Versorgungsrisiken .....	623
Slope Angle.....	741	Verwaltungsabbau .....	385
Smart Energy.....	611	Verwertung .....	59
Sensorbasierte Sortierung.....	699		
Software .....	101	<b>W</b>	
Soil Pollution.....	767	Wahrscheinlichkeit .....	469
Solarthermische Energieerzeugung.....	309	Waldrestholz .....	151
Solid Waste Management.....	681	Wasserhaltekapazität .....	415
Sondermülldeponie .....	481	Wasserhaushaltsschicht .....	497
Sorption .....	745	Waste Disposal .....	333
Sortieranalyse.....	633	Waste Framework Directive .....	681
Sortierung.....	157	Waste Fuel .....	731
Spezifischer Müllanfall .....	661	Waste Management .....	649
Stabilisierung.....	533	Waste .....	303
Stäube.....	703	WEEE .....	257
Staubexplosion .....	229	Well Bores .....	275
Sterilisation .....	339	Werkstattabfälle .....	223
Stocks .....	761	Wertstoffausbringung .....	157
Stoffflussanalyse .....	249	Wertstoffe .....	163, 249
Stoffliches Recycling .....	353	Wertstoffqualität .....	645
Stoffstromanalyse.....	727	Wertstofftonne .....	653
Stoffumsätze.....	57	Wiederverwendung.....	677
Strategieentwicklung.....	133	Woehler.....	263
Stromgesellschaft .....	49		
Sulfates.....	747	<b>Y</b>	
System Dynamics.....	139	Yatagan Power Plant.....	737
Szenarioanalyse.....	133		
		<b>Z</b>	
<b>T</b>		Zementindustrie .....	283
Teeröl .....	421	Zeolith.....	367
TOC.....	315	Zerkleinerung.....	399
Tourenplanung .....	191	Zielsystem.....	113
Toxikologische Tests .....	475	Zink.....	707
Treibhausgas (THG)-Emissionen.....	325	Zukunft Abfallwirtschaft .....	145
Tunnelausbruchmaterial .....	279		
<b>U</b>			
Ultraschallsprühpyrolyse.....	239		
Ultrasonics.....	67		
Ultrasound Analysis .....	767		
Umweltaspekte .....	669		
Umweltmanagement .....	85		
Umweltökonomische Bewertung .....	113		
Untersuchung .....	545, 569		
Uranium.....	735		
Urban Mining .....	73, 761		
Urbane Lagerstätten .....	751		
<b>V</b>			
V.EFB.....	81		
Verbrennung.....	59		
Verfahren.....	711		

Bereits zum elften Mal wird im November 2012 die DepoTech veranstaltet. Abfallwirtschaft, Abfalltechnik sowie Deponietechnik und Altlasten sind auch diesmal die Themenschwerpunkte der Tagung.

Mittlerweile gehört die DepoTech zu einer der größten Abfallwirtschafts- und Umwelt-Techniktagungen im deutschsprachigen Raum. Das Charakteristische dieser Tagung ist ihre Verknüpfung von Theorie und Praxis. So werden auch 2012 wieder Beiträge von anerkannten und hochrangigen Vertretern und Experten aus Wissenschaft, Technik, Wirtschaft und Behörden präsentiert.

Das Tagungsprogramm der DepoTech 2012 umfasst 101 Vorträge und 49 Poster. In diesem Tagungsband sind die qualitativ hochwertigen, redigierten, wissenschaftlichen Fachbeiträge inklusive englischem Abstract zusammengefasst.

ISBN: 978-3-200-02821-0