

Thermische Abfallbehandlung

Band 12

12. Fachtagung

Thermische Abfallbehandlung

Herausgeber

Prof. Dr.-Ing. Martin Faulstich

Prof. Dr.-Ing. Arnd I. Urban

Prof. Dr.-Ing. Bernd Bilitewski

Schriftenreihe des
Fachgebietes Abfalltechnik
Universität Kassel

Redaktion:

Dr. Hans-Peter Obladen

Berit Weber

Dr. Obladen und Partner

Kalckreuthstraße 4, 10777 Berlin

<http://www.obladen.de>

Bibliografische Information Der Deutschen Nationalbibliothek

Die Deutsche Nationalbibliothek verzeichnet diese Publikation in der Deutschen

Nationalbibliografie; detaillierte bibliografische Daten sind im Internet über

<http://dnb.ddb.de> abrufbar

ISBN: 978-389958-274-1

URN: <urn:nbn:de:0002-2747>

2007, kassel university press GmbH

www.upress.uni-kassel.de

Druck und Verarbeitung: Unidruckerei der Universität Kassel

Veranstalter:

Verein zur Förderung der Fachgebiete

Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik

an der Universität Kassel e.V.

Kurt-Wolters-Straße 3, 34125 Kassel

Die Informationen in diesem Buch werden ohne Rücksicht auf eventuellen Patent-schutz veröffentlicht. Warennamen werden ohne Berücksichtigung der freien Ver-wendbarkeit benutzt.

© Alle Rechte vorbehalten. Wiedergabe und Übersetzung nur mit Genehmigung des Vereins zur Förderung der Fachgebiete Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik an der Universität Kassel e.V., Kurt-Wolters-Straße 3, 34125 Kassel

Inhaltsverzeichnis

Vorwort.....	7
Martin Faulstich, Arnd I. Urban, Bernd Bilitewski	

Politik und Recht

Aktuelle Entwicklung der europäischen Abfallwirtschaft.....	9
Andreas Jaron	

Bayerische Abfallsituation.....	17
Ludwig Kohler	

Werden aus Zwischenlager Endlager?.....	27
Werner P. Bauer	

Stand und Entwicklung der thermischen Abfallbehandlung im asiatischen Raum.....	33
Edmund Fleck	

Praxis und Betrieb

Messstrategie und Emissionsüberwachung an stationären Quellen unter Berücksichtigung der DIN EN 15259 E	43
Horst Gass	

Erfahrungen mit wassergekühlten Rosten.....	53
Jörg Metschke	

Neue Additive in der Rauchgasreinigung thermischer Prozesse	67
Lutz-Peter Nethe	

Optimierungsmaßnahmen zur Steigerung des Wirkungsgrades (Beispiel AVI-Amsterdam und HR-AVI).....	85
Jörn Wandschneider	

Brennstoffe und Kapazitäten

**Kleinverbrennungsanlage für Getreide und Stroh
- eine Gemeinschaftsentwicklung in der Region Amberg-Sulzbach -105**
Mario Mocker, Peter Quicker, Martin Faulstich, Ralph Berger, Stefan Beer

**Zwischenlagerung von brennbaren Abfällen und verfügbare
Behandlungskapazitäten in Deutschland.....119**
Markus Gleis

Stand der Europäischen Normung für Ersatzbrennstoffe135
Sabine Flamme

**Holzaufkommen und –verwendung zwischen stofflicher
und energetischer Verwendung141**
Udo Mantau

Neues aus Forschung und Entwicklung

Kapazitätsvergrößerung durch Schnellverbrennung?.....145
Ramona Schröer, Arnd I. Urban

**Treibhausgasemission und Minderungspotenziale
in Müllverbrennungsanlagen.....163**
Christian Pacher, Martin Faulstich, Uwe Eggenstein, Peter Quicker

Ersatzbrennstoffe und Chlor – ein noch immer ungelöstes Problem.....185
Matthias Schirmer

Energie und Ökonomie

Müllverbrennung im Spannungsfeld von Energienutzung und Ökonomie201
Martin Mineur

Wege zur Effizienzsteigerung bei der Abfallbehandlung213
Michael Beckmann

MBA und EBS

Ist die MBA gescheitert?.....225
Bernd Bilitewski

Rückstände aus verschiedenen Verbrennungsanlagen231
Hans-Peter Reichenberger, Mario Mocker, Peter Quicker, Martin Faulstich

Autorenverzeichnis 253

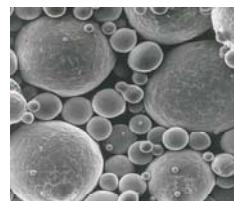
Schriftenverzeichnis 255

VERFAHREN & WERKSTOFFE FÜR DIE ENERGIETECHNIK



Von der Studie...

... bis zur Pilotanlage



VERFAHRENSTECHNIK

Thermische Verfahrenstechnik

- Verbrennung und Vergasung
- Erzeugung von Heißgasen
- Behandlung von Prozessgasen
- Brennertechnologie

Biologische Verfahrenstechnik

- Anaerobtechnik: Biogas, Bioethanol
- Prozesswasseraufbereitung
- Biogasreinigung
- Vorbehandlung organischer Reststoffe

WERKSTOFFTECHNIK

Funktionsoberflächen

- Entwicklung thermisch gespritzter Schichten
- Verfahrensentwicklung thermisches Spritzen
- Prozessdiagnostik
- Vor- und Kleinserienbeschichtung

Pulverwerkstoffe

- Entwicklung und Herstellung von Spezialpulvern
- Verfahren zur Schmelzgaszerstäubung
- Legierungsentwicklung
- Pulveraufbereitung: Klassieren, Granulieren

Kontakt

Prof. Dr. Martin Faulstich

Dipl.-Ing. Gerold Dimaczek

ATZ Entwicklungszentrum - Kropfersrichter Straße 6-10 - 92237 Sulzbach-Rosenberg

Telefon 0 96 61 - 908-400 - Telefax 0 96 61 - 908-401 - E-Mail info@atz.de - www.atz.de

Vorwort

Zum zwölften Mal insgesamt und zweiten Mal nun in München findet die Fachtagung Thermische Abfallbehandlung statt, traditionell wieder veranstaltet von den abfallwirtschaftlich ausgerichteten Lehrstühlen der Technischen Universitäten München, Dresden und Kassel. Der rege Zuspruch und die positiven Reaktionen im letzten Jahr haben uns bestärkt, an diesem Standort langfristig festzuhalten. Dies ist durchaus auch als Referenz an die abfallwirtschaftlichen und technischen Traditionen der bayerischen Landeshauptstadt zu verstehen.

Ein Schwerpunkt der zwölften Tagung liegt fast schon selbstverständlich auf den mittel- und langfristigen Folgen der TASi und der Abfallablagerungsverordnung. So wird die Problematik der Zwischenlager diskutiert, die unter Umständen zu Endlagern verkommen. Das Streitgespräch „Ist die MBA gescheitert?“ soll eine offene Diskussion der aktuellen Zustände ermöglichen – wie wir hoffen unter reger Beteiligung des Auditoriums. Neben der deutschen Situation wird aber auch über den Status der europäischen und asiatischen Abfallwirtschaft in eigenen Vorträgen nachgedacht und die regionale Situation im Freistaat Bayern beleuchtet.

Wie gewohnt wird die Tagung wieder interessante Einblicke in aktuelle Forschungsaktivitäten auf dem Gebiet der Abfallwirtschaft bieten. Chlor als ungeliebter Dauerbrenner, Möglichkeiten zur Kapazitätserweiterung und Effizienzsteigerung thermischer Anlagen sowie die Rückstände aus den Verbrennungsanlagen werden in diesem Zusammenhang ein Thema sein. Darüber hinaus wird der Komplex Müllverbrennung und Klimaschutz reflektiert. Die zentrale Frage ist hier nach wie vor, in welcher Form die deutschen Müllverbrennungsanlagen ihren zweifellos signifikanten Beitrag zum Klimaschutz in den Emissionshandel einbringen können. Von Interesse sind dabei auch weitere biogene Brennstoffe und deren Verwertung, die in mehreren Beiträgen vorgestellt werden, wie zum Beispiel Holz, das in einigen MVA bereits energetisch verwertet wird.

Als Praxisbeispiel mit hohem Innovationspotenzial erwarten wir den Bericht über die ersten Betriebserfahrungen aus der Anlage in Amsterdam. Weitere Beiträge aus der Praxis befassen sich mit den Erfahrungen beim Betrieb mit wassergekühlten Rosten, neuen Additiven zur Rauchgasreinigung sowie der sachgerechten Emissionsüberwachung. Natürlich wird auch die Ökonomie der thermischen Abfallbehandlung diskutiert. Die Entwicklung der letzten Monate hat zu entsprechenden Preissteigerungen geführt, die in einem Beitrag zur „Preis- und Kostenentwicklung bei der Müllverbrennung“ vorgestellt werden. Neben der abfallrechtlichen Situation hat aber auch die verstärkt geforderte Energienutzung Einfluss auf die Ökonomie der thermischen Abfallbehandlung. Dies ist ebenfalls Thema eines Beitrages.

Unsere Tagung bietet Ihnen somit einen Generalüberblick zu allen wesentlichen und aktuellen Themen der thermischen Abfallbehandlung. Der Bogen spannt sich von der Forschung, über die Praxis und Technik bis hin zur Wirtschaftlichkeit der Müllverbrennung und schließt auch die Behandlung zukünftiger Entwicklungen mit ein. Einen Hö-

hepunkt gibt es noch zum Schluss, der Präsident des Umweltbundesamtes spricht über den Beitrag der Abfallwirtschaft zum Klimaschutz. Wir wünschen Ihnen eine interessante Veranstaltung und informative Gespräche sowie auch später noch eine anregende Lektüre der Aufsätze in diesem Band.

Unser Dank gilt zunächst den beteiligten Referenten und Autoren, die durch Ihr Engagement diese Veranstaltung erst möglich machten sowie allen an der Organisation und Vorbereitung maßgeblich und hilfreich beteiligten Mitstreitern, insbesondere Herrn Dr. Peter Obladen und Herrn Dr. Wolfgang Mayer.

München, Februar 2007



Martin Faulstich



Arnd I. Urban



Bernd Bilitewski

M. Faulstich, A. I. Urban, B. Bilitewski (Hrsg.)

**12. Fachtagung
Thermische Abfallbehandlung**

Aktuelle Entwicklung der europäischen Abfallwirtschaft

Dr. Andreas Jaron
Bundesministerium für Umwelt,
Naturschutz und Reaktorsicherheit
Bonn

Schriftenreihe des
Fachgebietes Abfalltechnik
Universität Kassel

1 Die europäische Situation

Das europäische Abfallrecht ist geprägt von einer großen Zahl europäischer Vorschriften, die vom allgemeinen Rahmenrecht bis hin zu detaillierten Quotenregelung reichen. Gleichzeitig sind die Abfallwirtschaften der einzelnen Mitgliedstaaten – und dies sind inzwischen 27 – in ihrem jeweiligen Entwicklungsstadium noch sehr weit von einander entfernt.

Dabei sind sowohl ein Nord/Süd-, als auch ein West/Ost-Gefälle zu beobachten, dessen Gründe man in unterschiedlichen Mentalitäten und Einkommen, beim Umweltbewusstsein, aber auch im Jahr des Beitritts zur Europäischen Union vermuten darf. Auf Grundlage dieses heterogenen Fundamentes wird es zunehmend schwerer, einheitliche rechtliche Anforderungen und technische Standards zu vereinbaren und durchzusetzen. Oft ist die Befürchtung nicht von der Hand zu weisen, dass die europäische Orientierung am niedrigsten Standard anknüpft.

Allerdings werden Unterschiede auch gekennzeichnet durch die unterschiedliche Bereitschaft in zukunftsfähige Infrastrukturmaßnahmen zu investieren, ebenso durch Akzeptanzprobleme in einzelnen Staaten und Regionen. Oft werden Investitionen in den Umweltbereich noch nicht als vordringlich gegenüber der Finanzierung von anderen Infrastrukturmaßnahmen angesehen. Dies muss und wird sich ändern: Es ist bereits heute an Hand von Marktpreisen für Rohstoffe abzusehen, dass die Umwelt und die Ressourcen unweigerlich zum limitierenden Faktor der weiteren wirtschaftlichen Entwicklung werden. Die Klimadiskussion ist ein weiterer Indikator für die unzipierbaren Umweltgrenzen. Je stärker aber das ökonomische Interesse an diesen Fragen wird, umso größer werden die Investitionen, um wirtschaftliche Entwicklung weiter möglich zu machen. Wer dies früh erkennt, wird am erfolgreichsten sein.

Europa als Union ist offenbar aber noch nicht so weit. Die Abfallwirtschaft ist zwar bei uns ein innovativer und beschäftigungswirksamer Sektor der Wirtschaft. Der weltweite Bedarf an Ressourcen sparernder Technik ist zudem enorm. Europa hätte daher die Chance, seine Vorreiterrolle in diesem Bereich zu entwickeln und zu stärken – aber die Signale sind weiterhin eher auf mehr Bürokratie, mehr politische Statements, mehr „window dressing“ gestellt, als auf klare und anspruchsvolle Mindeststandards und entsprechende anreizorientierte Preiswirkungen. Die Novelle der Abfallrahmenrichtlinie bietet hier Chancen, für die wir uns unter der deutschen EU-Präsidentschaft besonders einsetzen werden.

2 Thematische Strategie für Abfallvermeidung und -recycling

Begleitet wird die Arbeit an der Abfallrahmenrichtlinie von einer „Thematischen Strategie für Abfallvermeidung und -recycling“, die die Kommission ebenfalls im Dezem-

ber 2005 vorgelegt hat. Sie ist eine der sieben thematischen Strategien des 2002 verabschiedeten 6. Umweltaktionsprogramms .

Die Strategie enthält Ziele und Maßnahmen, mit denen die Umweltbelastungen aus der Erzeugung und Bewirtschaftung von Abfällen reduziert werden sollen. Zentrales Anliegen ist eine Überarbeitung der Vorschriften mit dem Ziel, die Umsetzung zu verbessern, Abfälle zu vermeiden und ein effizientes Recycling zu fördern, um dadurch die Verringerung der Umweltbelastungen durch Abfälle über deren gesamte Lebensdauer hinweg, von der Erzeugung über das Recycling bis hin zur Beseitigung zu erreichen. Dieses Konzept soll es erlauben, Abfall nicht nur als eine Ursache für Umweltverschmutzung zu betrachten, die es zu verringern gilt, sondern auch als einen potentiell nutzbaren Rohstoff.

Die Ziele des EU-Abfallrechts, die vor Verabschiedung dieser Strategie festgelegt wurden, sind nach wie vor gültig: Begrenzung der Abfallmenge, Förderung der Wiederverwendung, des Recyclings und der Verwertung. Sie sind Bestandteil des Konzepts, das die Umweltfolgen und den Lebenszyklus von Ressourcen berücksichtigt.

Die Strategie sieht eine Vereinfachung der bestehenden Vorschriften, eine „Modernisierung des allgemeinen Rechtsrahmens“, vor. Hierzu werden insbesondere die Rahmenrichtlinie über Abfälle, die Richtlinie über gefährliche Abfälle und die Richtlinie über Altöle zusammengefasst, Überschneidungen zwischen der Abfallrahmenrichtlinie und der IVU-Richtlinie beseitigt (etwa hinsichtlich der Erteilung von Genehmigungen) und die drei Richtlinien über die Abfälle aus der Titandioxid-Industrie konsolidiert.

Bestimmte zentrale Begriffe sollen geklärt werden:

- Der Vorschlag für die Rahmenrichtlinie sieht die Aufstellung von Umweltkriterien vor, anhand derer ermittelt werden kann, ab wann Abfall nicht mehr als Abfall zu betrachten ist. Diese Kriterien werden für bestimmte Abfallarten festgelegt, deren geltende Begriffsbestimmungen Rechtsunsicherheiten und Verwaltungskosten verursachen.
- Vorgeschlagen wird eine neue Begriffsbestimmung der Verwertungs- und Beseitigungsvorgänge, damit die ökologisch besten Verfahrensweisen gefördert werden können. Hierzu sollten Effizienzgrenzwerte eingeführt werden, damit eine Einstufung als Verwertung oder Beseitigung vorgenommen werden kann. In den Vorschlag für die Abfallrahmenrichtlinie wurde ebenfalls eine Begriffsbestimmung für Recycling aufgenommen.
- Die Strategie dient zwar der Abfallvermeidung, doch enthält sie keine Mengenvorgaben, da derartige Festlegungen ökologisch als nicht unbedingt sinnvoll angesehen werden, insbesondere dann, wenn bestimmte Techniken zur Verringerung des Abfallaufkommens sehr viel umweltschädlicher als andere

Techniken sind, selbst wenn sie die Abfallmengen in sehr viel stärkerem Maße verringern können.

- Die Strategie zur Abfallvermeidung zielt zum einen auf die Verringerung der abfallbedingten Umweltbelastungen und zum anderen auf die Produkte, die als Abfälle enden. Dieses Konzept erfordert die Berücksichtigung sämtlicher Phasen im Lebenszyklus von Ressourcen. Daher wird die Anwendung der bereits auf der Grundlage des geltenden Gemeinschaftsrechts vorhandenen Instrumente, wie die Verbreitung der besten verfügbaren Techniken oder das Ökodesign von Produkten, von der Kommission als wichtiges Kriterium betrachtet.
- Die Strategie soll darüber hinaus einen Rahmen zur Koordinierung einschlägiger nationaler Maßnahmen bieten. So sieht der neue Vorschlag für eine Abfallrahmenrichtlinie vor, die Mitgliedstaaten zur Aufstellung von Programmen für die Vermeidung von Abfällen zu verpflichten. Diese für die Öffentlichkeit zugänglichen Programme beinhalten konkrete Vermeidungsziele, die es in geeigneter Weise umzusetzen gilt. Dieses sich auf den Lebenszyklus der Produkte und Abfälle stützende Konzept erfordert bessere Kenntnisse darüber, wie sich die Verwendung von Ressourcen auf die Erzeugung und Bewirtschaftung von Abfällen auswirkt, sowie den systematischeren Einsatz von Projektionen und Modellen.
- Dies stellt insbesondere eine Ergänzung des Konzepts der IVU-Richtlinie, der Richtlinie über die integrierte Produktpolitik und der Strategie für die Nutzung von natürlichen Ressourcen dar. Mit diesem Konzept könnten sich Umweltbelastungen (Nutzung von Ressourcen und Verschmutzung) in jeder Phase des Lebenszyklus der Ressourcen verringern lassen, sei es bei der Produktion, der Sammlung, der Verwendung oder ihrer endgültigen Beseitigung.
- Die Strategie zielt auch darauf ab, dem Recyclingsektor Anreize dafür zu geben, die Abfälle wieder dem Wirtschaftskreislauf in Form hochwertiger Produkte zuzuführen und dabei die Umweltbelastungen möglichst gering zu halten. Das Recycling soll sich durch eine Änderung des Rechtsrahmens fördern lassen, der vor allem die Möglichkeit vorsehen müsste, Effizienzkriterien für Verwertungsmaßnahmen festzulegen sowie Kriterien, die eine Unterscheidung zwischen Abfällen und Produkten gestatten, etwa Kriterien für die Festlegung von Mindestqualitätsstandards und die Verbreitung vorbildlicher Verfahrensweisen zwischen den Mitgliedstaaten.
- Die Strategie sieht auch andere Maßnahmen vor, wie den Informationsaustausch über einzelstaatliche Deponiesteuern sowie materialspezifische Maßnahmen und möglicherweise Maßnahmen zur Ergänzung der Marktmechanismen, sofern sich diese als unzureichend für die Weiterentwicklung des Recyclings erweisen sollten.
- Besondere Aufmerksamkeit gilt den biologisch abbaubaren Abfällen, die gemäß der Richtlinie 1999/31/EG zu zwei Dritteln anderen Behandlungsverfahren als der Deponie zugeführt werden sollen. Die Strategie sieht die Verab-

schiedung von Leitlinien durch die Kommission vor, die Verabschiedung von Bewirtschaftungsplänen durch die Mitgliedstaaten sowie die Aufnahme der biologisch abbaubaren Abfälle anlässlich der Überarbeitung der IVU-Richtlinie und der Richtlinie über die Ausbringung von Klärschlamm in der Landwirtschaft in deren Geltungsbereiche. Deutschland fordert für die Bioabfälle gemeinsam mit derzeit neun anderen Staaten eine eigene Richtlinie, die eine umweltgerechte Nutzung der Bioabfälle gewährleisten soll.

- Ressourcen, die auf dem Markt angeboten werden, enden früher oder später als Abfall und bei jeder Art von Produktion fällt irgendeine Art von Abfall an. Siedlungsabfälle werden in der EU derzeit zu 49 % deponiert, zu 18 % verbrannt und zu 33 % dem Recycling oder der Kompostierung zugeführt. Der Anteil von Recycling und Verbrennung an der Abfallentsorgung nimmt zwar zu, die absolute Menge der in Europa deponierter Abfälle sinkt jedoch wegen des steigenden Abfallaufkommens nicht.
- Die Strategie soll neue Möglichkeiten für die Abfallbewirtschaftung eröffnen mit dem Ziel, die Deponiemengen zu verringern, verstärkt zu kompostieren und energetisch zu verwerten und das Recycling quantitativ und qualitativ zu verbessern. Daran knüpft sich die Erwartung, Wirksamkeit und Kosteneffizienz durch die stärkere Berücksichtigung von Umweltbelangen zu erhöhen, Kosten und Hemmnisse für das Recycling abzubauen und die Umweltbelastung durch Abfälle, vor allem Treibhausgasemissionen, zu verringern.
- Die Ziele von Vermeidung und Verwertung von Abfällen sind die gleichen: Rohstoffe einsparen, deren Nutzung hinsichtlich ihrer Effizienz optimieren und Schadstoffe nicht in der Umwelt verteilen. Dahinter stehen natürlich die Ziele des Klima- und Ressourcenschutzes. Diese Ziele können auf verschiedene Weise erreicht werden: Durch eine quantitative Vermeidung, d.h. eine Reduzierung des Ressourcenverbrauchs, eine qualitative Vermeidung, d. h. die Reduktion von Schadstoffen im Wirtschaftskreislauf sowie durch die Steigerung der Ressourcenproduktivität. Die intelligente Nutzung der Rohstoffe und Energieträger, z.B. durch das Schließen der Kreisläufe und die Rückführung von Rohstoffen aus Abfällen in den Wirtschaftskreislauf, bieten riesige Potentiale.

In Europa wird grundsätzlich anerkannt, dass die Vermeidung vorzuziehen ist; allerdings sind auch die Ziele von Wohlstand, Beschäftigung und wirtschaftlicher Tätigkeit zu berücksichtigen. „Ressourcenproduktivität ohne Verzicht“ ist durch eine nachhaltige Abfallwirtschaft erreichbar. Dies zu erreichen bedarf allerdings noch großer Anstrengungen und vieler Investitionen - dies ist eine „ökologische Industriepolitik“, wie Sie sich Minister Gabriel für die deutsche Umweltpolitik vorstellt.

3 Die Abfallrahmenrichtlinie

Im Europa der 27 sind die rechtlichen, organisatorischen und technischen Standards der Abfallentsorgung sehr unterschiedlich. Allein schon aus Wettbewerbsgründen ist es unbedingt notwendig, einheitliche Standards zu erreichen und durchzusetzen. Der Umweltschutz, aber auch die Innovationspotentiale erfordern, dass dies möglichst hohe Standards und Anforderungen sein müssen.

Es muss gelingen, mit der neuen Abfallrahmenrichtlinie ein „Grundgesetz der Abfallwirtschaft“ für die nächsten 30 Jahre zu schaffen. Wir kennen die Probleme – das sind die Verknappung der Ressourcen, der Klimawandel, die Verschmutzung von Böden, Gewässern, Luft -, und wir kennen größtenteils auch die Lösungen. Diese Lösungen in Europa und in jedem Staat rasch in die Tat umzusetzen, ist Ziel und Herausforderung der neuen Abfallrahmenrichtlinie.

Die Abfallrahmenrichtlinie 1975, die das erste „Grundgesetz“ der europäischen Abfallwirtschaft darstellt, musste lediglich von neun Mitgliedstaaten beschlossen werden. Die Novelle der Abfallrahmenlinie, deren Vorschlag die Europäische Kommission am 21. Dezember 2005 beschlossen hat, muss nun die Zustimmung von 27 Mitgliedstaaten und einem inzwischen erstarkten (und von umfassenden Lobby-Interessen beeinflussten) europäischen Parlament finden. Entsprechend schwieriger ist es für die Präsidentschaft des Rates – in diesem ersten Halbjahr 2007 ist dies Deutschland - zusammen mit EP und Kommission eine gemeinsame Linie und rechtliche Ausformulierung der gemeinsamen Politik zu finden.

So hat die österreichische Präsidentschaft gefolgt von der finnischen Präsidentschaft bereits versucht, die erste Lesung im Rat erfolgreich zu beenden. Nachdem dies nicht gelungen ist, bleibt es nun an der deutschen Präsidentschaft, dieses „Kunststück“ fertig zu bringen. Geplant ist, am 28. Juni 2007 im Umweltministerrat die politische Einigung der Ersten Lesung zu erreichen. Das Europäische Parlament hat sich dies für den 13. Februar 2007 vorgenommen.

Die Erfahrungen und Diskussionen, die sich mit der Umsetzung der Abfallrahmenrichtlinie auch im deutschen Recht in den letzten Jahren ergeben haben, sind umfangreich. Es gab verschiedenste Versuche auf Ebene der Bundesländer, des Bundes, der Europäischen Union und schließlich des Europäischen Gerichtshofes zu gemeinsamen Auslegungen und Umsetzungsregeln zu kommen. All diese Versuche waren letztlich fruchtlos, falls davon eine allgemein gültige Handlungsanweisung erwartet wurde. Dies betrifft zentral die Fragen der Abfalleigenschaft, der Abgrenzung der Verwertung von der Beseitigung, aber auch Fragen des Genehmigungsrecht, der Abfallwirtschaftsplanung und der Aufgabenzuweisung. Daneben gab und gibt es viele Einzelprobleme, die den Vollzugs des Abfallrechts erschweren und letztlich dem Ideal des europäischen Binnenmarktes in seinen Freiheiten widerspricht.

Es ist nun an der deutschen Präsidentschaft, und damit am Bundesumweltministerium, eine Annäherung an eine bessere Lösung zu bewerkstelligen. Es hat bereits vier Durchgänge in der Ratsgruppe Umwelt durch den Text der Rahmenrichtlinie gegeben, ohne dass sich bereits ein endgültiges Ergebnis in den zentralen Punkten verzeichnen lassen könnte – allerdings bin ich optimistisch, dass dies noch bis Juni 2007 gelingen wird.

Die zentralen Punkte in der Diskussion sind:

- Anwendungsbereich (Art. 2)
- Entsorgungspflicht (Art. 5, 6)
- Entsorgungshierarchie (Anwendungsregeln) (Art. 7a)
- Produktverantwortung (Art. 5a)
- Ende der Abfalleigenschaft / Nebenprodukte (Art. 3)
- Verwertung/Beseitigung (Art. 3), Effizienzformel für bestimmte MVA'en (Anhang II R1), Nähe- und Autarkieprinzip (Art. 10)
- Verwertungsanforderungen/-standards, diesbezüglich auch Ende der Abfalleigenschaft (Art. 7, Art. 11)
- Mindeststandards / Genehmigungspflicht (Ausnahmen) (Art. 19 ff.)
- Abfallwirtschaftspläne / Abfallvermeidungsprogramme (Art. 26)
- Altöl / Abfallhierarchie, sofern mit Altöl zusammenhängend (Art. 18)
- Bioabfälle (Art. 18)

In der Diskussion im Parlament und im Rat der EU lassen sich natürlich die verschiedenen Interessen der Staaten und Wirtschaftssektoren erkennen. Es wäre schade, wenn die Chance, die Abfallpolitik jetzt auf stabile Beine zu stellen, nicht genutzt würde. Faule Kompromisse, die zwischen Illusionen und Kostenreduzierung zu vermitteln suchen, werden allerdings nicht ausreichen. In der Ratspräsidentschaft wird sich Deutschland bemühen, fortschrittliche Elemente einzubringen und überflüssige Regelungen zu vermeiden. Ein wichtiges Thema ist dabei die Rechtssicherheit der europäischen Terminologie, denn sie ist die Basis für Planungs- und Investitionssicherheit. Dieses Interesse besteht bei allen Beteiligten, denn moderne Abfallwirtschaft bedarf der Investitionen durch die Wirtschaft. Ohne sie lassen sich die abfallbezogenen Probleme nicht lösen.

4 EG-Abfallverbringungsverordnung

Mit der neuen Verordnung (EG) Nr. 1013/2006 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 14. Juni 2006 über die Verbringung von Abfällen wurde die Verordnung (EWG) Nr. 259/93 zur Überwachung und Kontrolle der Verbringung von Abfällen in der, in die und aus der Gemeinschaft (EG-Abfallverbringungsverordnung) novelliert.

Damit wurden zentrale Forderungen des Bundestages und des Bundesrates erfüllt. Der Rat hat dem Kompromisspaket mit dem Europäischen Parlament, dem dieses am 25.10.2005 zugestimmt hatte, am 29.05.2006 zugestimmt. Die neue Verordnung wurde am 12. Juli 2006 im EU-Amtsblatt veröffentlicht. Als EG-Verordnung ist sie in den Mitgliedstaaten unmittelbar geltendes Recht. Die Verordnung trat am 15. Juli 2006 in Kraft. Entsprechend der Übergangsregelungen wird sie ab 12. Juli 2007 (ein Jahr nach der Veröffentlichung) angewandt werden. Die bisherige Verordnung Nr. 259/93 wird mit Wirkung ab dem 12. Juli 2007 aufgehoben.

In den achtziger Jahren waren Berichte über dubiose und illegale Abfallgeschäfte an der Tagesordnung. Insbesondere gefährliche Abfälle („Sonderabfälle“) konnten kostengünstig - und damit profiträchtig - in Entwicklungsländer verschoben werden, da es an internationalen Regelungen und Kontrollen fehlte. 1992 trat das so genannte Basler Übereinkommen über die Kontrolle der grenzüberschreitenden Verbringung gefährlicher Abfälle und ihrer Entsorgung in Kraft. Inzwischen sind rund 170 Staaten und die Europäische Gemeinschaft Vertragsparteien. Das Übereinkommen strebt weltweit ein umweltgerechtes Abfallmanagement und die Kontrolle grenzüberschreitender Transporte gefährlicher Abfälle an.

Die EU hat das Basler Übereinkommen in der EG-Abfallverbringungsverordnung für alle Mitgliedsstaaten rechtsverbindlich umgesetzt (Inkrafttreten 1993). Mit der Novelle der Verordnung (EG Nr. 1013/2006) vom 14. Juni 2006 erfolgt zum einen eine Anpassung an Entwicklungen im Rahmen des "Basler Übereinkommens" und an den OECD-Beschluss von 2001. Zum anderen wird eine grundlegende Verbesserung der rechtlichen Anforderungen aus der Anwendung der bisherigen Verordnung umgesetzt.

Die neue Verordnung stärkt auch die so genannte Hausmüllautarkie: Exporte von gemischten Siedlungsabfällen aus privaten Haushaltungen (Restmüll) können von den Behörden künftig verhindert werden, unabhängig davon, ob die Abfälle beseitigt oder verwertet werden sollen. Dies basiert auf einem deutschen Vorschlag. Damit wird eine Scheinverwertung dieser Abfälle verhindert und die Planungssicherheit für kommunale Entsorgungsstrukturen erhöht. Die Bundesregierung setzt sich auch für eine entsprechende Änderung der EG-Abfallrahmenrichtlinie ein.

Die Verordnung ist seit dem 15. Juli 2006 in Kraft und wird nach Übergangsregelungen ab 12. Juli 2007 angewandt werden.

Ergänzende Bestimmungen für die Bundesrepublik Deutschland sind im Abfallverbringungsgesetz von 1994 enthalten. Auch dieses wird derzeit novelliert.

M. Faulstich, A. I. Urban, B. Bilitewski (Hrsg.)

**12. Fachtagung
Thermische Abfallbehandlung**

Bayerische Abfallsituation

Ludwig Kohler
Bayerisches Staatsministerium für
Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz
München

Schriftenreihe des
Fachgebietes Abfalltechnik
Universität Kassel

1 Entwicklung der bayerischen Abfallwirtschaft

Wilde Müllkippen, Entsorgungsnotstand, das waren auch in Bayern Schlagworte für eine Abfallwirtschaft in frühen Jahren. Die Deponierung unbehandelter Abfälle mit ihren absehbaren Folgen war nicht länger hinnehmbar.

Boden- und Grundwasserverschmutzung, Immissionen von Treibhausgasen wie Methan, Landverbrauch etc., haben mit einer nachhaltigen Umweltpolitik nichts zu tun. Kommende Generationen dürfen durch unser Handeln nicht belastet werden.

Bayern hat sich deshalb frühzeitig für ein integriertes Entsorgungskonzept mit dem wesentlichen Teilschritt thermische Abfallbehandlung entschieden. Bereits 1963 nahmen in Rosenheim und München die ersten Anlagen ihren Betrieb auf.

Um dieses Konzept wurde in den 80er Jahren höchst emotional gestritten. Der Volksentscheid in Bayern vom Februar 1991 hat dieses Konzept bestätigt. Die Bürger stimmten mehrheitlich für den Gesetzentwurf des Bayerischen Landtags, das heutige Bayerische Abfallwirtschaftsgesetz. Der Entwurf des „Besseren Müllkonzepts“, der die thermische Abfallbehandlung weitgehend ablehnte, unterlag.

Bereits Mitte der 90er Jahre war das Fundament für heute gelegt. Hol- und Bringsysteme, Recyclinghöfe etc. waren nahezu flächendeckend installiert und ausreichend Kapazitäten für die Behandlung und Ablagerung der kommunalen Abfälle verfügbar.

Trotz steigender Einwohnerzahl und Wirtschaftskraft blieb das Gesamtabfallaufkommen mit etwa 6 Mio. t/a konstant und war damit vom Bevölkerungs- und Wirtschaftswachstum entkoppelt.

- Von 1990 bis 2004 konnte in Bayern die Verwertungsquote von 30,6 auf rund 71% gesteigert werden.
- Die Wertstoffmengen wurden seit 1990 fast verdreifacht (von 1,3 Mio. auf 4,0 Mio. Tonnen).
- Die zu behandelnde Restmüllmenge wurde mehr als halbiert (von 4,9 auf 2,3 Mio. Tonnen).

Dabei hat sich in den letzten Jahren nahezu ein Gleichgewicht eingestellt. Der Zuwachs stagniert, die Potentiale beim Hausmüll scheinen fast ausgeschöpft.

Mit (Daten 2005)

- 18.000 Containerinseln
- 1.700 Wertstoffhöfen
- 282 Anlagen zur Sortierung und Aufbereitung von Wertstoffen
- 318 Kompostier- und Vergärungsanlagen für Bioabfälle und Grüngut

- 358 Anlagen zur Aufbereitung von Bauschutt (mobil, stationär)
- 16 Thermischen Abfallbehandlungsanlagen
- 1 Sonderabfallverbrennungsanlage

und ausreichend Deponievolumen für alle Abfälle ist Bayern auch für die Zukunft gut ausgestattet. In Bayern wurde somit bereits frühzeitig auch ein altes Vorurteil widerlegt, wonach die Abfallverbrennung die Vermeidung und Verwertung behindere.

Wie sich heute zeigt, war es richtig, in Bayern nicht auf die von vielen favorisierten mechanisch-biologischen Behandlungsverfahren zu setzen. Zumindest so lange nicht, bis diese nachweislich die ökologische und ökonomische Gleichwertigkeit mit thermischen Behandlungsverfahren belegt haben und dauerhaft Entsorgungssicherheit garantieren können. Nur eine kleine Anlage über 40.000 Mg/a (Erbenschwang) wird in Bayern betrieben. Die heizwertreiche Fraktion, 2006 rd. 18.000 Mg/a, wird in der Anlage München Nord verbrannt.

Nach wie vor finden sich für die abgetrennte heizwertreiche Fraktion auf Grund ihrer Schadstofffracht nur wenige Abnehmer. Zement- und Kraftwerke stellen deutlich höhere Qualitätskriterien an Ersatzbrennstoffe. Lange Revisionszeiten im Winter und die Abhängigkeit von der Baukonjunktur stellen zugleich die Entsorgungssicherheit in Frage.

2 Die Bewährungsprobe - Umsetzung der Ablagerungsverordnung

Nach einer zwölfjährigen Übergangsfrist dürfen seit dem 1. Juni 2005 keine unbehandelten Abfälle mehr abgelagert werden. Auch wir blicken leicht besorgt auf diesen Termin. Zwar waren die Anlagen bislang nicht voll ausgelastet und sollten bei höchster Leistung bis zu 200.000 Mg/a mehr Abfälle annehmen können als konservativ ausgewiesen. Ob es jedoch bei den in gleicher Größe geschätzten zusätzlichen Abfällen aus dem Gewerbe bleiben würde, war völlig offen.

2.1 Der 1. Juni 2005

Wie erwartet sind die Anlieferungen aus dem Gewerbe nahezu tagesscharf sprunghaft angestiegen. Die Müllverbrennungsanlagen arbeiten seitdem an ihrer obersten Leistungsgrenze, regional sind zeitweise Engpässe aufgetreten, Abfälle müssen zwischengelagert werden.

Offensichtlich wurden beachtliche Mengen bayerischer Gewerbeabfälle in anderen Bundesländern kostengünstig scheinverwertet. Bei nur geringer Sortiertiefe dürfte das Meiste auf billigen Deponien abgelagert worden sein. Ganz offenkundig haben Teile der privaten Entsorgungswirtschaft nicht genügend Vorsorge getroffen.

Insbesondere Bundesländer, die überwiegend auf die mechanisch-biologische Abfallbehandlung setzten, hatten und haben noch große Probleme, die Ablagerungsverordnung zügig umzusetzen.

Der anfängliche Datenmangel wurde nach Gründung einer Ad hoc-AG kurzfristig behoben. Seit Oktober 2005 werden monatlich die essentiellen Daten über die Anlagenbetreiber erfasst und ausgewertet (vgl. Abb.1).

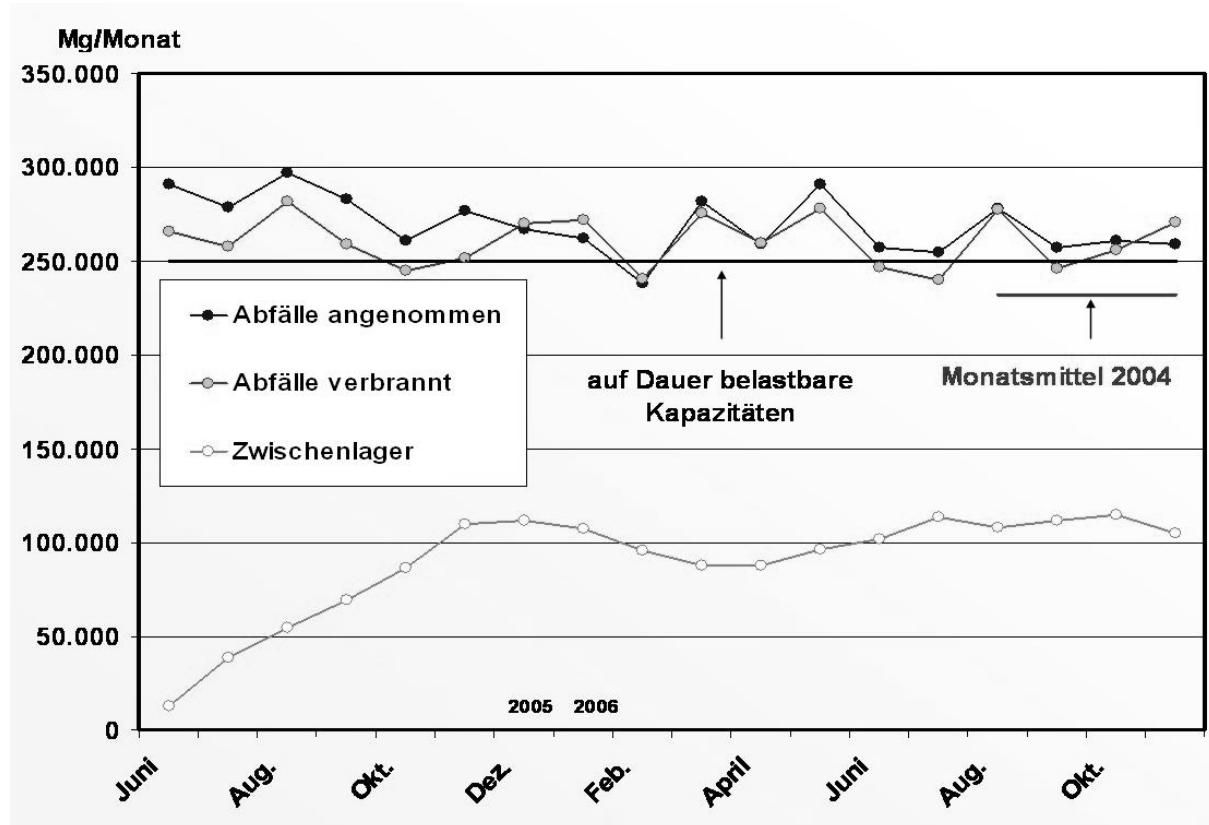


Abbildung 1: Abfallanlieferungen und Zwischenlager

2.2 Stand Ende 2006

Für Bayern handelt es sich um eine beherrschbare Aufgabe, wie die Entwicklung seit dem 1. Juni 2005 zeigt. In den ersten Monaten nach Inkrafttreten der AbfAbIV wurden deutlich mehr Abfälle angenommen als die Anlagen durchsetzen konnten. Der Zuwachs in den Zwischenlagern lag bei durchschnittlich 20.000 Mg/Monat.

Ende 2005 griffen die Maßnahmen der Betreiber durch ein konsequentes Annahmemanagement. Seitdem entsprechen die Anlieferungen in etwa den verbrannten Mengen. Zwischenlager konnten im Winter 2006 geringfügig abgebaut werden. Mit dazu beigetragen haben dürfte auch der lang anhaltende Winter mit seiner reduzierten

Bautätigkeit. Insgesamt konnte bis heute ein Stand von etwa 100.000 Mg gehalten werden.

Die Anlagen arbeiten nach wie vor deutlich über ihrem langjährigen Kapazitätsmittel (bayernweit 3 Mio. Mg/a entsprechend 250.000 Mg/Monat), was auf Dauer kaum zu halten sein wird (vgl. Abb. 1).

Nach einer ersten turbulenten Phase kann nun von einer stabilen, jedoch noch angespannten Lage ausgegangen werden. Die Entsorgung der überlassungspflichtigen Abfälle (gesetzliche Entsorgungspflicht) war und ist immer sichergestellt. Anlagenausfälle und Revisionen können jedoch nicht mehr über freie Verbrennungskapazitäten sondern nur noch über Zwischenlager abgefangen werden.

Etwa 2,3 Mio. Tonnen an Haus- und Sperrmüll sowie Gewerbeabfällen zur Beseitigung stehen rd. 3,0 Mio., max. 3,1 Mio. Tonnen dauerhaft belastbarer Verbrennungskapazitäten gegenüber. Zusätzlich rund 80.000 Tonnen jährlich sind langfristig an Kommunen aus Baden-Württemberg und Österreich vergeben. Die verbleibende Differenz wurde und wird mit Gewerbeabfällen zur energetischen Verwertung aufgefüllt.

Für Bayern gilt: Zwischenlager dürfen keineendlager werden. Eine Zwischenlagerung sollte nur dann erfolgen, wenn aus technischen Gründen (Revisionen, Stillstände, Überlastung) Anlagen vorübergehend nicht in der Lage sind, Abfälle zu behandeln. Maßgeblich für Zwischenlagerung ist in allen Fällen der temporäre und rückholbare Charakter der Lagerung. Der Rückbau innerhalb eines vertretbaren Zeitraums muss immer gewährleistet sein.

2.3 Begleitende Maßnahmen

Es ist vordringlich Aufgabe der privaten Wirtschaft, die Vorgaben der Gewerbeabfallverordnung umzusetzen und die hierfür erforderlichen Einrichtungen zu schaffen. Insbesondere fehlen in Bayern gegenwärtig Anlagen zur rohstofflichen oder energetischen Verwertung frei handelbarer Gewerbeabfälle über grob schätzt 200.000 Mg/a.

Generell unterliegen Gewerbeabfälle zur Verwertung den Spielregeln des freien Marktes. Die Kommunen haben deshalb keine Entsorgungskapazitäten für diese Abfälle vorzuhalten. Dennoch nehmen die Kommunen über ihre gesetzliche Entsorgungspflicht hinaus und unter Ausschöpfung aller Kapazitäten Abfälle zur energetischen Verwertung an.

Ebenso wurden außerbayerische Verwertungsmengen ehestmöglich gekündigt und durch Reaktivierung und Optimierung von Ofenlinien weitere Kapazitäten verfügbar gemacht. Bis Mitte 2006 waren das zusätzlich rd. 140.000 Mg im Jahr, die nun zusätzlich dem bayerischen Gewerbe zur Verfügung stehen.

Die Staatsregierung unterstützt die Vermeidungs- und Verwertungsbemühungen des Gewerbes vor Ort durch gezielte Beratung. So hat das LfU eine fachliche Anleitung erarbeitet und Ende 2005 allen Beteiligten an die Hand gegeben bzw. ins Internet gestellt. Vom Ministerium angeregte Konferenzen der Regierungen mit den IHKs und Entsorgerverbänden, das Gewerbe über geeignete Maßnahmen zu informieren, haben stattgefunden. Zugleich wurde eine Ad hoc-AG (StMUGV, LfU, IHK, Regierungen, Anlagenbetreiber und Entsorgerverbände) ins Leben gerufen, in der die aktuellsten Entwicklungen erörtert und Empfehlungen erarbeitet werden.

3 Künftige Entwicklung - Perspektive

3.1 Abfälle zur Behandlung und energetischen Verwertung

Mit den seit 1990 jährlich erstellten Abfallbilanzen kann auf ein fundiertes Material zu den überlassungspflichtigen Abfällen zurückgegriffen werden [Bayerisches Landesamt für Umwelt 2005]. Frei handelbare Abfälle zur Verwertung aus Gewerbe und Industrie hingegen werden nicht erfasst.

Die Gesamtrestabfallmenge hat seit 1991 (rd. 4,2 Mio. Mg) beachtlich abgenommen, sich jedoch in den letzten Jahren nahezu eingependelt (ca. 2,3 Mg/a). Insbesondere das verstärkte Abwandern von Gewerbeabfällen in die Verwertungsschiene hat die überlassungspflichtige Abfallmenge weiter deutlich reduziert. Von 1991 noch knapp 1,5 Mio. Mg ging diese Abfallfraktion auf 0,28 Mio. Mg im Jahr 2004 zurück. Im Jahr 2005 war ein leichter Anstieg auf 0,35 Mio. Mg zu verzeichnen, was auf eine verstärkte Überlassung ehemaliger Verwertungsabfälle zurückgehen dürfte.

3.2 Prognosen

Im Zuge der Novellierung des Bayerischen Abfallwirtschaftsplans [Bayerisches Gesetz- und Verordnungsblatt 2006] wurde das BIfA mit der Prognose der andienpflichtigen Abfälle bis 2016 beauftragt [BIfA 2006]. Die Prognose berücksichtigt bereits mögliche Auswirkungen der TASi/AbfAbIV auf die überlassungspflichtigen Abfälle (Hausmüll, Sperrmüll, hausmüllähnliche Gewerbeabfälle).

Für 2010 und 2016 werden im Maximalszenario der Prognose nur geringfügige Abnahmen der überlassungspflichtigen Abfälle auf 2,32 bzw. 2,24 Mio. Mg/a erwartet.

Im Minimalszenario wäre mit einem Rückgang auf nahezu die Hälfte (rd. 1,24 Mio. Mg/a) zu rechnen. Dominante Größe ist dabei die Liberalisierung gefolgt von der Novellierung der EU-Abfallverbringungsverordnung. Allerdings wird der Eintritt dieses Szenarios als wenig wahrscheinlich betrachtet und hier nicht weiter erörtert.

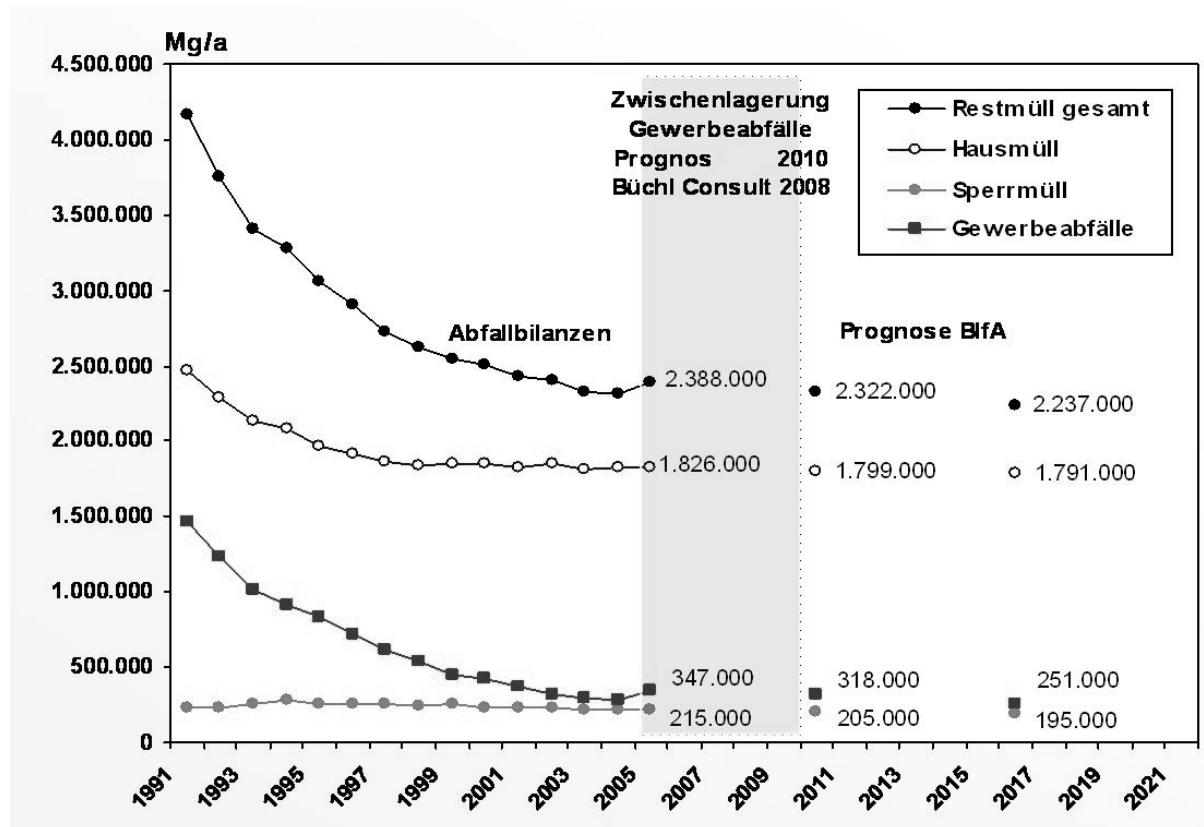


Abbildung 2: Abfallmengenentwicklung

Werden nur Haus- und Sperrmüll betrachtet, ergeben sich für die Jahre 2010 und 2016 nahezu konstant maximal 2 Mio. Mg/a zur Beseitigung. Die angedienten gewerblichen Abfälle liegen im gleichen Zeitraum bei maximal 0,32 bzw. 0,25 Mg/a.

Belastbare Daten zu den freihandelbaren Gewerbeabfällen lagen bislang nicht vor; private Entsorgungsbetriebe müssen hierüber keine Auskunft erteilen. Das Ministerium hat deshalb bei der Büchl Consult GmbH [Büchl Consult GmbH 2006] kurzfristig eine Studie in Auftrag gegeben, in der schwerpunktmäßig die Gewerbeabfälle und deren künftige Entsorgungswege betrachtet werden.

Danach stehen im privaten Bereich Zwischenlager mit einer Gesamtkapazität von ca. 70.000 Mg zur Verfügung, wovon ca. 30.000 Mg Ende 2006 belegt waren. Im kommunalen Bereich sind von insgesamt 230.000 Mg im Mittel etwa 100.000 Mg belegt. Für 2007 ist mit keinem weiteren Aufbau der Lagermengen zu rechnen. Bis Ende 2008 sollten dann mit großer Wahrscheinlichkeit die Lagerbestände im privaten und kommunalen Bereich deutlich abgebaut sein. Begründet wird dies insbesondere mit

dem Aufbau weiterer Sortier- und EBS-Aufbereitungskapazitäten bei stabilen MVA- und Verwertungskapazitäten im Bereich der industriellen Mitverbrennung.

Nach Prognos [Prognos AG 2006] ist davon auszugehen, dass bundesweit ab 2008 die wesentlichen Kapazitäten für überlassungspflichtige Abfälle zugebaut und somit Angebot und Nachfrage ausgeglichen sind. Für die frei handelbaren Verwertungsabfälle wäre mit einem Ausgleich 2010/2011 zu rechnen. Voraussetzung hierfür ist, dass alle Prognos bekannten in Bau und Planung befindlichen Projekte realisiert werden.

Für Bayern rechnet Prognos in einer Gesamtbilanz über MVA's und sonstige energetischen Verwertungskapazitäten ab 2008 mit einem Ausgleich der Verbrennungskapazitäten. Ab dann könnten Zwischenlager (0,4 Mio. Mg) bis 2010 vollständig abgebaut werden. Bis 2015 würden sich Überkapazitäten von etwa 0,4 Mio. Mg/a entwickeln.

3.3 Absehbare Entwicklung der MVA- Kapazitäten

Die bislang akzeptierte langfristig belastbare Gesamtkapazität von 2,9 Mio. Mg/a wurde auf Grund technischer Anlagenoptimierungen auf 3 Mio. Mg/a (250.000 Mg/Monat) angehoben. Gegenwärtige Spitzenleistungen von etwa 275.000 Mg/Monat, sind auf Dauer sicher nicht zu halten. Zugleich muss für Anlagenausfälle ein gewisser Kapazitätspuffer vorgehalten werden, der gegenwärtig nicht mehr existiert und durch Zwischenlager ausgeglichen wird.

Nach vorliegenden Informationen ist in den nächsten Jahren insgesamt nur mit geringen Kapazitätszuwächsen zu rechnen.

Die kleine Anlage in Landshut (40.000 Mg/a) wurde nicht wie ursprünglich vorgesehen Mitte 2006 stillgelegt, sondern soll bis 2011 weiterbetrieben werden.

Die drei Ofenlinien der Anlage in Bamberg werden ab 2007 sukzessive grundlegend erneuert und dem realen Heizwert angepasst. Ein maximaler Kapazitätszuwachs von etwa 15.000 - 20.000 Mg/a wird ab 2010 erwartet. Bis dahin ist mit einer Kapazitätsminderung um rd. 40.000 Mg/a auszugehen.

Weitere, wenn auch geringe Zuwächse wären durch Ertüchtigung und Optimierung der Anlagen mit Blick auf ihre Energieeffizienz und Verfügbarkeit zu erwarten. So soll beispielsweise an der MVA Augsburg eine größere Turbine eingesetzt werden; ein Kapazitätszuwachs von etwa 5.000 Mg/a wird erwartet.

Das Ministerium unterstützt deshalb seit Jahren F&E-Vorhaben zur Korrosionsminde-
rung und damit einer Erhöhung der Verfügbarkeit.

Insgesamt sollte längerfristig betrachtet mit einer belastbaren Gesamtkapazität von
nicht mehr als 3,1 Mio. Mg/a gerechnet werden können.

3.4 Mitverbrennungsanlagen

Bayern verfügt nur noch über ein Kohlekraftwerk zur Mitverbrennung von Klär-
schlämmen bei Zolling. Dort wurde auch ein Biomassekraftwerk über 20 MW zuge-
baut. Alle anderen Kraftwerke sind bereits stillgelegt.

In den Zement- und Kalkwerken Bayerns werden ausschließlich spezielle heizwert-
reiche und qualitätsgarantierte Fraktionen aus Industrie und Gewerbe mitverbrannt.
Das Spektrum der dort verwerteten Abfälle umfasst überwiegend homogene produk-
tionsspezifische Stoffströme. In den letzten Jahren lagen diese bei rd. 200.000 Mg/a.
Geschätzt wird gegenüber 2006 bis 2007 eine Zuwachs von rd. 30.000 Mg/a und bis
2009 von rd. 70.000 Mg/a für bayerische Abfälle.

In Diskussion befindet sich ein EBS-Kraftwerk am Standort Trostberg über 150.000
Mg/a, dessen Realisierung noch offen ist, u.a. wegen eines Bürgerbegehrens gegen
die Errichtung der Anlage. Ein weiteres EBS-Kraftwerk in Gersthofen über 70.000
Mg/a ist geplant. Mit der Realisierung dieser Anlagen ginge eine deutliche Entspan-
nung der Entsorgungssituation in Bayern einher.

3.5 Grenzüberschreitende Ausfallhilfen

Die Betreiber der schwäbischen bzw. oberbayerischen Anlagen versuchen in einem
Notfallverbund mit schweizerischen bzw. österreichischen Anlagen gegenseitig freie
Kapazitäten im Falle ungeplanter Stillstände zu nutzen. Die Verträge sind bereits ab-
geschlossen und warten auf den Anforderungsfall.

Lokal durchaus bedeutsam, kann die grenzüberschreitende Abfallverbringung jedoch
nur Notfälle an einzelnen Anlagen abdecken.

3.6 Ende der Zwischenlagerung

Gemäß den Prognosen und auch nach eigenen Einschätzungen sollte eine spürbare
Entspannung der Zwischenlagersituation erst ab 2008 zu erwarten sein.

Längere Ausfälle großer Anlagen wie München Nord werden auch danach nur über Zwischenlager abgefangen werden können, da ausreichend freie Kapazitäten an den thermischen Abfallbehandlungsanlagen Bayerns in den nächsten Jahren nicht abzusehen sind.

Um dauerhaft Entsorgungssicherheit ohne Zwischenlagerung zu garantieren, müssten bayernweit freie Kapazitäten in Höhe von etwa 5% der Gesamtkapazität (zurzeit etwa 150.000 Mg/a) vorgehalten werden.

6 Conclusio

Trotz Aufrufen und Informationen zur verstärkten Getrennthaltung am Anfallort, verstärkter Vorsortierung und zusätzlich in Betrieb genommener Sortieranlagen hat sich bislang der Druck auf die Verbrennungsanlagen noch nicht wesentlich verringert. Nach wie vor sind regional und zeitlich begrenzt Engpässe nicht auszuschließen.

Nicht sicher ist, ab wann mit einem Kapazitätsausgleich und dem endgültigen Rückbau der Zwischenlager begonnen werden kann. Diesbezügliche Prognosen und eigene Einschätzungen legen zwar das Jahr 2008 nahe, setzen allerdings voraus, dass alle projektierten Mitverbrennungsanlagen auch tatsächlich realisiert werden.

Wie die Entwicklung seit 2005 zeigt, handelt es sich insgesamt und eine beherrschbare Aufgabe, die von Kommunen, Anlagenbetreibern und Gewerbe engagiert angegangen und vom StMUGV tatkräftig unterstützt wird.

7 Literaturverzeichnis

Bayerisches Gesetz- und Verordnungsblatt: Verordnung über den Abfallwirtschaftsplan Bayern

(AbfPV). Nr. 27 vom 19. Dez. 2006

Bayerisches Landesamt für Umwelt: Abfallwirtschaft Hausmüll in Bayern, Bilanzen 2005.

www.bayern.de/lfu/abfall/index.html

BfA: Prognosegutachten für den Abfallwirtschaftsplan Bayern. Augsburg, Juni 2006

Büchl Consult GmbH: Verwertung und Beseitigung von nicht besonders überwachungsbedürftigen Gewerbeabfällen aus Bayern. 30. Nov. 2006

Prognos AG: Prognose und Einschätzung zur Entwicklung des Abfallmarktes in Bayern seit dem 01.06.2005. Fachtagung der VKS im VKU Landesgruppe Bayern. 2006

M. Faulstich, A. I. Urban, B. Bilitewski (Hrsg.)

**12. Fachtagung
Thermische Abfallbehandlung**

Werden aus Zwischenlager Endlager?

Werner P. Bauer
ia GmbH
München

Schriftenreihe des
Fachgebietes Abfalltechnik
Universität Kassel

Es gab eine Zeit, da wurde jede Anlage eines Zwischenlagers kritisch beäugt - es könnte ja eine längerfristige Ablagerung dieser nicht verwerteten Abfälle werden.

Provisorien neigen zur Langfristigkeit und besonders wenn nach dem 01.07.2005 Zwischenlager direkt auf Deponien angelegt wurden, diskutierte man voller Zweifel über die Standfestigkeit der Exekutive. Kein Wunder - noch am 16. Januar 2006 erklärte der Niedersächsische Umweltminister Sander, er wolle nicht länger zulassen, dass immer mehr Zwischenlager mit all ihren Nachteilen und letztlich ungewissen Entsorgungsperspektiven eingerichtet werden. Probleme wie Brände, Geruch und Ungeziefer seien in den Zwischenlagern schlechter zu beherrschen, als bei den früheren Deponien. Da der Bund bisher die Gesetzesvorgaben für die Zwischenlagerung nicht ändern wolle, werde Niedersachsen eine Bundesratsinitiative starten. Mit dieser Initiative wolle das Land erreichen, dass in einem Übergangszeitraum von drei Jahren in Zwangslagen, in denen es nachgewiesener Maßen keine sinnvollen Entsorgungsalternativen gibt, bestehende, geeignete Deponien weiter genutzt werden können, erläuterte im Januar der Minister. "Schließlich ist eine Deponierung in solchen Ausnahmefällen sachlich viel besser geeignet, die Engpässe zu überbrücken."

Es wird eine Zeit geben, wo dies vorbei ist - aber dazu später.

Eine logistische Kette beschreibt in einem Produktionsprozess den Lauf der eingesetzten Materialien von der Beschaffung über die Produktion bis zur Auslieferung an den Kunden. Stockt die Produktion oder die Auslieferung der Produkte an den Kunden nutzt man Zwischenlager. Ein Zwischenlager ist immer ein Umweg, der Kosten verursacht und vermieden werden muss.



Abbildung 1: Logistische Kette

Auch in Zeiten modernster „supply chains“ in denen alle Materialtransporte in ihrem Volumen bereits zur Berechnung der Lagerkapazitäten einbezogen werden, sind Zwischenlager wichtige Einrichtungen, um Störungen im Produktionsprozess abzufangen zu können.

Manche Leser werden durch die Wahl der Begriffe „Beschaffung - Produktion - Kunde“ irritiert sein und noch die Verbindung zum Thema Zwischenlager vor einer thermischen Abfallbehandlung suchen. Aus dem Blickwinkel, dass eine Müllverbren-

nungsanlage eine ausschließlich der Entsorgung dienenden Einrichtung ist, ist dies nachvollziehbar. Hier steht der Kunde nicht am Ende der Kette sondern am Anfang; hier ist der Bürger der Kunde, der entsorgt werden will und dafür bezahlt. Und in diesem Blickwinkel ist ein Zwischenlager eine unsinnige Einrichtung, die nur deshalb geschaffen werden muss, weil die „Verantwortlichen“ zuwenig Behandlungskapazitäten geschaffen haben.

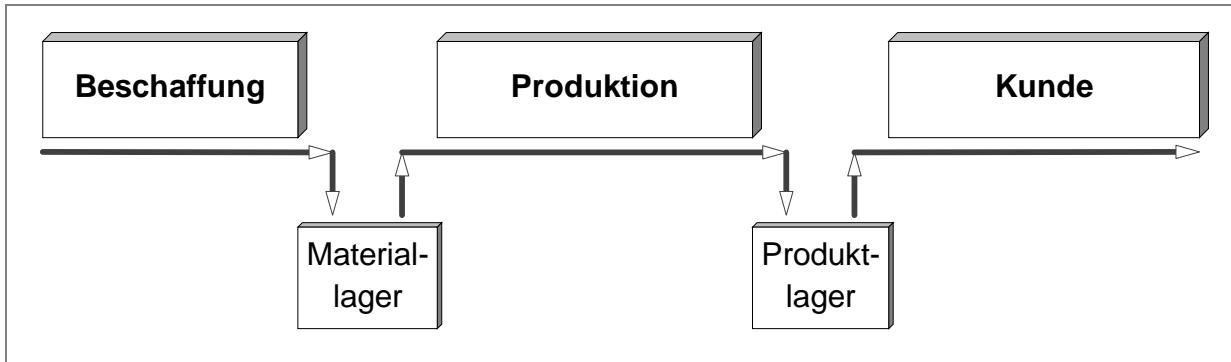


Abbildung 2: Logistische Kette mit Zwischenlager

Wie viel zu wenig ist bekannt. Nach den Berechnungen von Prognos liegt der maximale Bedarf der in Deutschland benötigten Zwischenlagerkapazität im Jahr 2008 bei 4 bis 5 Millionen Kubikmeter. Die Rückholung der Abfallmengen kann bis 2015/16 abgeschlossen werden. Der Duktus der Aussage geht genau in diese Richtung: Zwischenlager dienen als Beleg für mangelnde Entsorgungssicherheit. Dass die Rückholung in die thermische Behandlung dazu führen wird, dass die Abfallverbrennungsanlagen noch bis zum Jahr 2013 eine Vollauslastung erwarten können, wird eher als positiver Nebeneffekt gesehen.

Um auf die Zwischenlager ein gänzlich anderes Licht zu lenken, wird im Weiteren versucht diesen Aspekt unter einem neuen Blickwinkel zu sehen.

Im bisherigen Blickwinkel ist eine thermische Behandlungsanlage eine reine Entsorgungsanlage. Man erkennt dies daran, dass sie in der Regel weit weg von allem Geschehen errichtet wird, so dass ihre Produkte wie Dampf oder Fernwärme ebenso „fern“ aller Nutzer und Endkunden bereit gestellt werden. Liest man über Verbrennungsanlagen in der englischen Fachpresse, kann man feststellen, dass zunehmend der Begriff „waste-to-energy plant“ den älteren Fachbegriff „incineration plant“ ersetzt. Dies ist nicht etwa ein semantisches Problem, sondern eine bewusste Hinwendung zu einer neuen Produktorientierung.

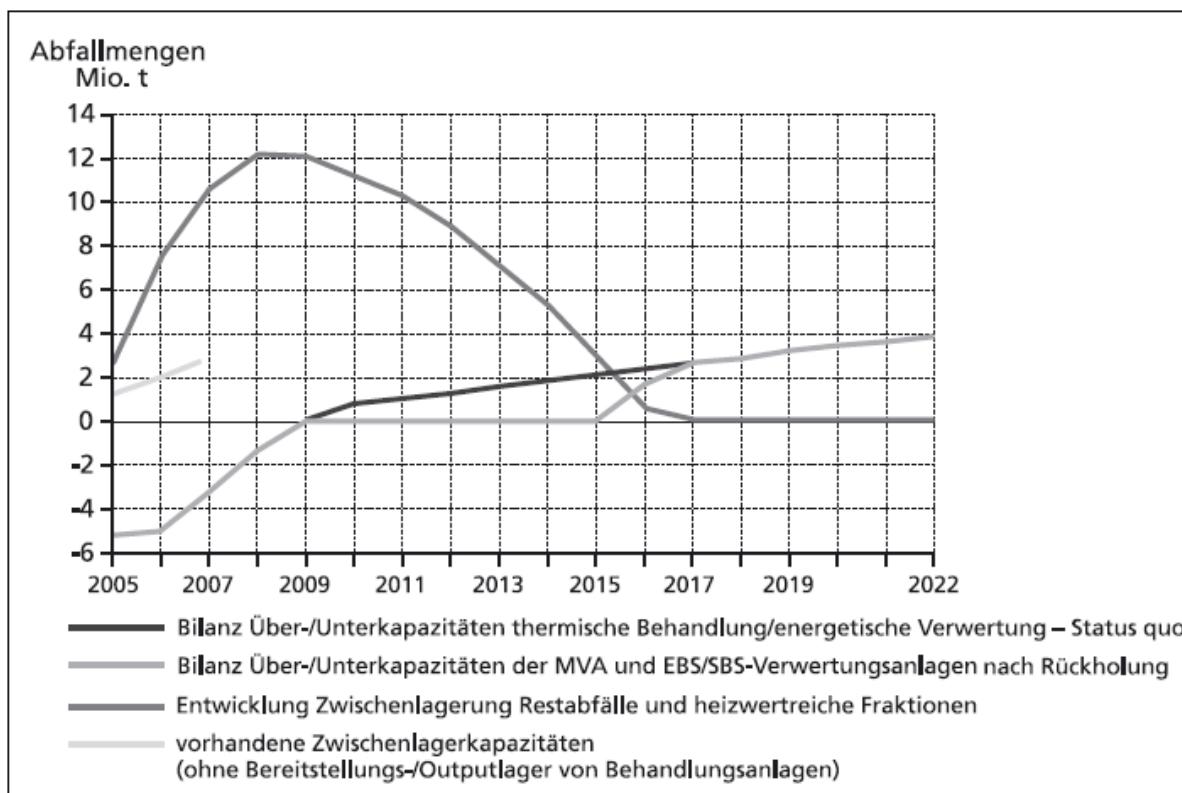


Abbildung 3: Szenario zum Bedarf der Zwischenlagerung für unvorbehandelte Siedlungsabfälle sowie für Ersatzbrennstoffe im Zeitraum zwischen 2005 bis 2022 - mit Export von Ersatzbrennstoffen [Böllhof, Alwast 2006: 8].

Wer dies ernst nimmt, wird der Produktion von Dampf und Strom einen höheren Stellenwert in der Diskussion einräumen. In diesem Sinne wird eine thermische Behandlung aber eine Produktionsanlage, die - aber das ist dann nicht mehr so wichtig - mit Abfällen beschickt wird. Im Sinne dieser Ausrichtung wird sie einen Standort nah am Kunden wählen, der auch die Produkte Dampf resp. Fernwärme nutzen will. Dass dies in der Zukunft selbstverständlich werden wird, sieht man am Verwertungspotential. In einer für die technische Kooperation Bayern / São Paulo durchgeföhrten Kostenberechnung (TCO) einer „waste-to-energy plant“ an einem optimierten Industriestandort in São Paulo, ergaben sich abhängig von zu erwartenden Abnahmepreisen für Prozessdampf Kosten in einer interessanten Größenordnung.

Wer diese Werte extrapoliert und den aktuellen Preissteigerungen auf dem Rohölmarkt gegenüberstellt, wird das Potential einer als „Anlage zur Energiegewinnung“ ausgelegten Verbrennungsanlage erkennen. Dass diese Preise nichts mit der aktuellen Entsorgungssituation in Bayern und Deutschland zu tun haben, erkennt man an einer Aussage des Vorstandes des gemeinsamen Kommunalunternehmens für Abfallwirtschaft Geiselbullach: „Die GfA, Geiselbullach erzeugt durch die ausschließliche Verbrennung von Abfällen, die wiederum zu 50% aus nachwachsenden Rohstoffen bestehen, pro Jahr fast 300 Megawattstunden Energie, die derzeit lediglich zu 25 Prozent verwertet werden. Das bedeutet, dass derzeit eine Energiemenge von 21

Mio. Litern Heizöl ungenutzt über die Kondensationsanlage in die Atmosphäre entweicht.“

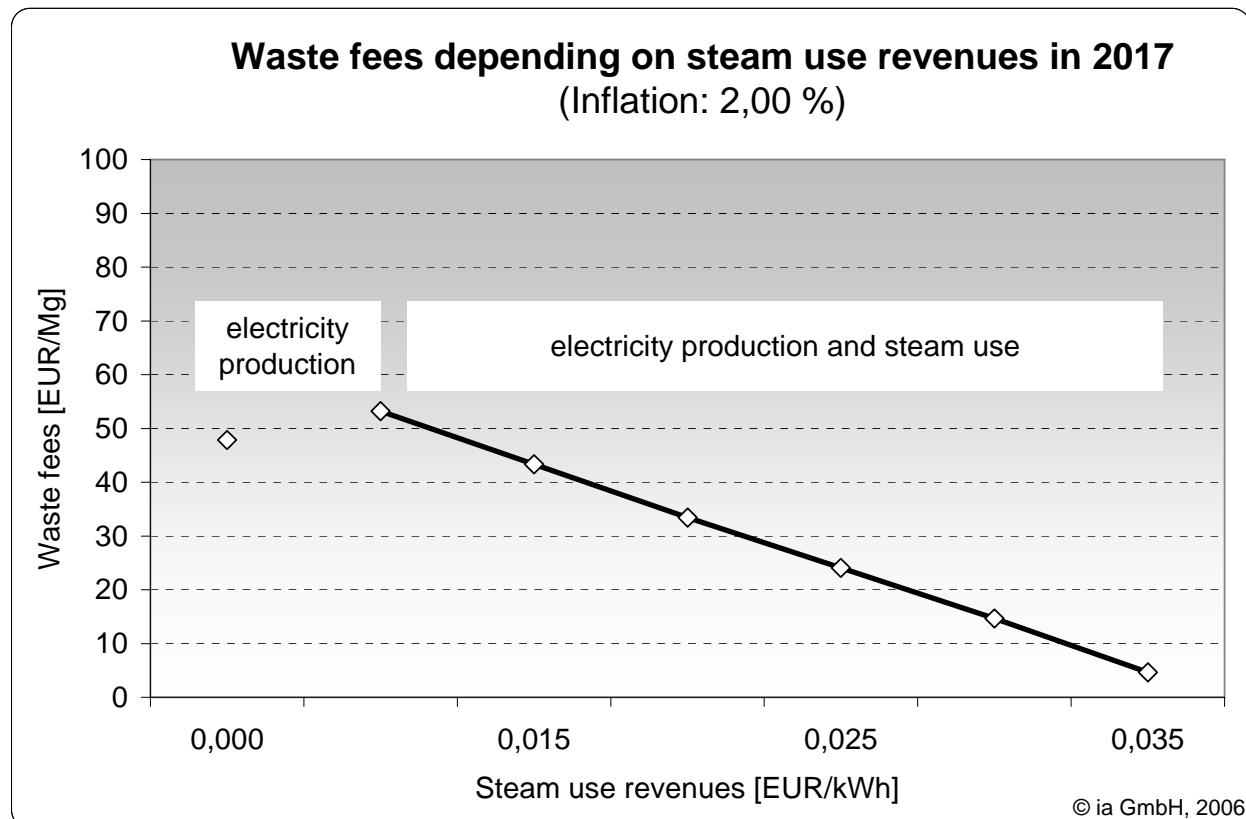


Abbildung 4: Abhängigkeit der Müllgebühren von den Erlösen aus der Ferndampfnutzung [Bauer et al. 2006: 29].

Bezeichnender Weise für die Diskussion in Deutschland steht diese Aussage als Leserbrief in der Zeitung, mit dem Ziel die öffentliche Meinung zu versachlichen. Offensichtlich hat sich eine deutliche Bewegung gegen die geplante Errichtung eines Fernwärmennetzes zur Versorgung des im Münchener Westen geplanten Gewerbegebiets GADA Bergkirchen formiert.

Dass dies zwar ein Beitrag zum Klimaschutz ist und auch zur Reduzierung der Abhängigkeit von Öl und Gas beiträgt, wird zwar gesehen, dennoch steht in einem anderen Leserbrief: „...Wir wollen dafür sorgen, dass das Geschäftsfeld Energieversorgung nicht zum Selbstzweck wird...“.

Unabhängig dieser lokalen Besonderheit wird die Verknappung und die damit einhergehende Verteuerung der Energiequellen dafür sorgen, dass in Deutschland die Potentiale der Kraft-Wärme-Kopplung vorhandener und noch zu planender Anlagen erkannt und genutzt werden. Dieser Paradigmenwechsel wird die Energiegewinnung in den Vordergrund rücken. Wenn dies geschehen ist, wird eine mit Müll betriebene Behandlungsanlage eine Produktionsanlage im eigentlichen Sinn werden.

Um den Eingangsgedanken aufzugreifen und um damit auf das Thema zurückzukommen, wird dann ein Zwischenlager ein völlig selbstverständlicher Teil der logistischen Kette der Energieproduktion Müllverbrennung sein. Aus gestriger Sicht völlig verständliche Genehmigungseinschränkungen

- auf 1 Jahr (bei Abfall zur Beseitigung) damit kein Langzeitlager entsteht oder
- auf 3 Jahre (bei Abfall zur Verwertung)

verlieren dann von alleine an Bedeutung, da niemandem in den Sinn käme, energetisch hochwertige Abfälle wieder abzulagern.

Auch hier wird sich letztlich wieder ein Potential zur Verwaltungsvereinfachung zeigen, da dann die sich aus der Verordnung ergebende Vorgabe für die Bewirtschaftung („First-In, First-Out“) keinen Sinn mehr hätten und die Materiallager auch nicht mehr getrennt nach Bereichen mit dem Einlagerungsdatum gekennzeichnet werden müssten. Natürlich werden auch diese rein nach dem Produktionsprozess geplanten Lager gesetzlichen Anforderungen unterliegen. Der Brandschutz ist sicherzustellen, Emissionen sind zu vermeiden. Vielleicht gelingt es auch, dass während der Lagerung sich die Materialeigenschaften für die Energieproduktion positiv verändern.

Vielleicht werden die Mechanisch-biologischen Aufbereitungsanlagen von heute in der Zukunft generell zu „Zwischenlager für heizwertreiche Abfallfraktionen (HWR)“ mutieren und als selbstverständliches Glied in der logistischen Kette hin zur Energieerzeugung gesehen?

Es wird eine Zeit kommen, da niemand mehr die Anlage eines Zwischenlagers aus Sorge vor einer Endablagerung kritisch beäugen wird. Möglicherweise ist diese Zeit schon gekommen - wenn wir nur genau rechnen würden.

Literatur

Bauer Werner P., König Thomas, Scholz Wolfgang; Total costs of ownership: Comparison Incineration Plant-Landfill, Technische Kooperation Bayern - Sao Paulo, 2006

Böllhof Christian, Alwast Holger: Rechnung mit Unbekannten, Müllmagazin Ausgabe 3/2006, S. 8, Rhombos Verlag, Berlin

Fricke Klaus, Roth Johann, Bahr Tobias, Zwischenlagern von unbehandeltem und teilstabilisiertem Restmüll; 18. Kassler Abfallforum; 2006

König Thomas: 2007: Nur 25 % wird verwertet, Leserbrief im Münchener Merkur / Dachauer Ausgabe, 12.01.07

News in ASK-EU: Niedersachsen kämpft mit erheblichen Lücken bei der Abfallentsorgung, 23.02.2006
Runge Martin, Fernwärmeanschluss ökologisch sinnvoll, Leserbrief in Süddeutsche Zeitung Ausgabe FFB, 02.01.07

M. Faulstich, A. I. Urban, B. Bilitewski (Hrsg.)

**12. Fachtagung
Thermische Abfallbehandlung**

**Stand und Entwicklung der thermischen
Abfallbehandlung im asiatischen Raum**

Edmund Fleck
Martin GmbH für Umwelt- und Energietechnik
München

Schriftenreihe des
Fachgebietes Abfalltechnik
Universität Kassel

1 Einleitung

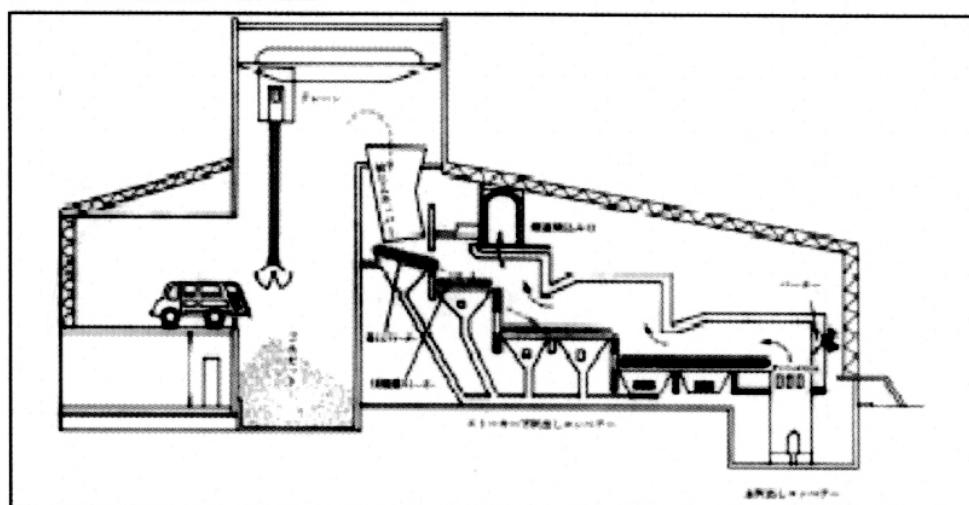
Die thermische Abfallbehandlung hat auch in Asien eine lange Tradition. Wobei es kaum verwunderlich ist, dass die ersten Anlagen in Japan errichtet wurden, das zum einen eine sehr hohe Bevölkerungsdichte aufweist, zum anderen über die finanziellen Ressourcen verfügt. 1897 wurde die 1. MVA in Japan in Tsuruga errichtet, die 1. MVA in Tokyo ging 1924 in Betrieb. Ähnlich wie in Europa waren diese Anlagen mit sehr einfacher Technologie ausgestattet. Erst in den 60er Jahren des 20. Jahrhunderts wurde mit dem Bau von Anlagen begonnen, deren technischen Stand man als ‚modern‘ bezeichnen kann.

Die Rolle der thermischen Abfallbehandlung ist aber sehr unterschiedlich von Land zu Land. Länder wie Japan, Taiwan, Singapur setzen fast vollständig auf die thermische Abfallbehandlung. In Südkorea gibt es einige Anlagen. Viele Länder, wie z.B. Malaysia, Indonesien, Philippinen planen seit teilweise vielen Jahren Anlagen; aber aus verschiedensten Gründen ist bis heute keine einzige Anlage in Betrieb. China ist ein spezieller Markt auf den besonders einzugehen ist.

2 Japan

Japan hat, wie eingangs beschrieben, sehr frühzeitig auf die thermische Abfallbehandlung gesetzt. Bedingt durch die Topographie (Inseln, Gebirge) ist der Siedlungsraum sehr begrenzt. Da auf der anderen Seite die Bevölkerungsdichte sehr hoch ist, wird dieser Siedlungsraum natürlich wesentlich dringender für andere Aktivitäten als für die Deponierung von Abfällen benötigt. Der Gesetzgeber hat daher durch entsprechende Gesetze dafür gesorgt, dass Hausabfälle thermisch behandelt werden.

第3-19図 足立清掃工場断面図



出典：建設局パンフレット

First stoker incineration plant in Tokyo

Abbildung 1: 1. Rostfeuerungsanlage in Tokyo (Fukagawa - 1929)

Dabei setzte Japan ursprünglich auf kleine, dezentrale Anlagen die nur den Abfall aus einem kleinen Umkreis behandeln und dies auch nur dann, wenn dieser anfällt respektive eingesammelt wird. Viele dieser Anlagen wurden daher im Batch-Betrieb gefahren, 5 Tage in der Woche, ca. 8-10 Stunden am Tag. D.h. der Abfall wurde mehr oder weniger direkt in die Verbrennung beschickt, mit den bekannten Problemen bezüglich Mischung / Alterung. Zum anderen wurden die Anlagen ständig an- und abgefahrt und dies üblicherweise nicht mit Stützbrennstoff. Mit den ebenfalls hinreichend bekannten Problemen bezüglich erhöhtem Verschleiß der Anlagenteile, aber vor allem nicht unerheblichen Emissionen während der An-/Abfahrphase.

Als nach dem Seveso-Unfall die Problematik von Dioxin-(PCDD/F-)Emissionen erkannt wurde, wurden natürlich auch an MVA's in Japan entsprechende Messungen im Abgas durchgeführt und teilweise erhebliche Konzentrationen, speziell während der An-/Abfahrphase gefunden.

Aufgrund der Größe der Anlagen und der beschriebenen Betriebsweise war eine Nutzung der Abwärme technisch nur schwer zu realisieren, vor allem aber wirtschaftlich nicht sinnvoll zu betreiben. Die Hauptaufgabe dieser Anlagen war ganz klar die Abfallmengen deutlich zu reduzieren um Deponieraum zu sparen.

Mit dem steigenden Umweltbewusstsein setzte sich in den 60er Jahren des 20. Jahrhunderts aber immer mehr der Trend zu größeren Anlagen / Einheiten, zum 24 Stunden Betrieb und der Nutzung der Abwärme, durch. Dies zuerst in den Ballungszentren, allen voran Tokyo, wo aufgrund der Bevölkerungsdichte entsprechende Abfallmengen anfielen. Seit dieser Zeit werden kleine, ältere Anlagen stillgelegt und durch größere Anlagen, mit wesentlich verbesserter Technologie, ersetzt. Stand 2004 gab es in Japan fast 1400 Anlagen, die Zusammenfassung der Anlagengrößen ist Tabelle 1 zu entnehmen.

Tabelle 1: Anlagegrößen in Japan

Verbrennungskapazität	Anzahl Anlagen
0 - 30 t/Tag	351
30 - 50 t/Tag	166
50 - 100 t/Tag	266
100 - 300 t/Tag	386
300 – 600 t/Tag	131
> 600 t/Tag	74
 196,000 t/Tag	1.374

Fast 50% der Verbrennungskapazität wird danach von Anlagen mit > 300 t/Tag bereitgestellt, die rechnerische mittlere Größe beträgt ca. 145 t/Tag und Anlage.

Von den 1374 Anlagen verfügen fast 1000 = 75% über Nutzung der Abwärme, hauptsächlich in Form von Heißwasser für Fernwärmesysteme. Nur ca. 20% der Anlagen verfügen über Stromerzeugung.



Abbildung 2: Anlage Chikunan (3 x 125 t/Tag)

Als Feuerungssystem kommt überwiegend die Rostfeuerung zum Einsatz. Wobei die in Europa entwickelten Rosttechnologien sehr stark über Lizenznehmer / Kooperationspartner vertreten sind. Es gibt aber auch Anbieter mit Technologien die in Japan entwickelt wurden respektive einige Firmen haben sowohl europäische als auch japanische Technologien im Portfolio. Die wesentlichen Anbieter von Rostfeuerungen sind:

- Mitsubishi Heavy Industries (MHI)
- Hitachi Zosen
- Kawasaki Heavy Industries (KHI)
- Takuma
- JFE
- Sumitomo Heavy Industries (SHI)
- Kubota

Es sind auch Anlagen mit Wirbelschichtfeuerung in Betrieb, diese machen aber < 10% der installierten Verbrennungskapazität aus.

Die Abgasreinigung besteht typischerweise aus einem Sprühabsorber, gefolgt von einem Gewebefilter und einem Wäscher. Vielfach ist eine SCR-Anlage zur Entstickung nachgeschaltet.

Um PCDD/F-Emissionen weiter zu vermindern, das Deponievolumen der aus der Verbrennung anfallenden Reststoffe (Schlacke, Flugasche) weiter zu verringern respektive deren Verwertung zu ermöglichen, wurde die Verglasung dieser Reststoffe seit dem Beginn der 90er Jahre stark vorangetrieben und gefördert. Dies kann zum einen in einem der Verbrennung nach geschalteten Schmelzöfen (elektrisch / gas beheizt) durchgeführt werden; eine große Vielzahl von Systemen ist dazu unter erheblichen Kosten und mit vielen technischen Schwierigkeiten / Rückschlägen entwickelt worden. Viele Systeme laufen mittlerweile, aber die Kosten speziell für den Betrieb (Heizmedium, Ausmauerung, Stillstände etc) sind sehr hoch.

Alternativ wurde mit Entwicklungen begonnen, die die für die Einschmelzung notwendige Energie direkt aus dem primären Behandlungsprozess zu gewinnen. Dies geschieht in Vergasungsanlagen (gasification, pyrolysis) bei denen in der 1. Stufe der Energieinhalt des Abfalls nicht vollständig in Wärme umgesetzt wird, sondern in ein CO-, H-reiches Abgas. Wird dieses in einer 2. Stufe oxidiert, werden Temperaturen deutlich $> 1200^{\circ}\text{C}$ erreicht bei denen Schlacke / Flugasche verglast werden können. Die Entwicklung auch dieser Anlagen war ebenfalls mit hohen Kosten verbunden. Wie bei den Schmelzöfen, laufen viele Systeme mittlerweile zufriedenstellend, aber wiederum zu aus europäischer Sicht exorbitanten Kosten. Und keinem nennenswerten Export von Energie aus der Anlage.

Lieferanten von Vergasungsanlagen sind teils die Firmen die auch Rostfeuerungen / Wirbelschicht anbieten, teils ‚Newcomer‘. Es gibt mehr als 20 Anbieter, stellvertretend seien nur einige der bekannteren namentlich benannt:

- MHI
- Ebara
- Mitsui Zosen
- Nippon Steel
- Babcock Hitachi

Interessanterweise werden in Japan Anlagen mit Schmelzbrenn- oder Thermoselect-Technologie betrieben, die in Deutschland nicht funktioniert haben und mittlerweile stillgelegt wurden. Gründe hierfür liegen hauptsächlich in der anderen Zusammensetzung und Konsistenz des Abfalls in Japan.

Der Marktanteil der Vergasungsanlagen hat aber rasant zugenommen und betrug im Zeitraum 2001 - 2005 ca. 55% der vergebenen Behandlungskapazität. Der allerdings nicht unproblematische Betrieb der Vergasungsanlagen und die Kosten haben aber

dazu geführt, dass Neuprojekte derzeit nur sehr zögernd angegangen werden. Auch in Japan ist die finanzielle Situation der Kommunen, die im Allgemeinen die Abfallbehandlungsanlagen bauen / betreiben, nicht sehr rosig. Und auch der Bürger lässt nicht mehr so ohne weiteres zu, das beliebig hohe Kosten einfach auf ihn abgewälzt werden.

Laut Statistik der UN [1] lag der Anteil an thermischer Abfallbehandlung im Jahr 2000 bei 77%. In den Jahren 2006 - 2008 wird die Vergabe von ca. 12 Projekten mit einem Gesamtdurchsatz von knapp 6000 t/Tag erwartet, also knapp 2000 t/Tag und Jahr, deutlich unter dem Vergabevolumen früherer Jahre, das 2 - 3fach höher war.

3 Taiwan

Taiwan hat vor mehr als 20 Jahren entschieden, von der Deponierung von Hausabfall wegzugehen und diesen nur noch thermisch zu behandeln. Ähnlich wie in Japan wurden auch in Taiwan die Anlagen hauptsächlich von der öffentlichen Hand ausgeschrieben, finanziert und zumindest anfänglich auch betrieben; später wurde bei Neubauten der Betrieb separat ausgeschrieben und an die Privatwirtschaft übertragen. Mittlerweile ist auch der Betrieb von einigen Altanlagen in privater Hand.

Planung / Ausschreibung / Bau erfolgten in einigen ‚Wellen‘, denen gemeinsam war, dass die Projekte (Anzahl, Größe, Standort etc) recht genau festgelegt und bekannt waren. Unterschiedlich war die Art der Ausschreibung (GU, BOO/T etc) und der Anbieterkreis, der sich präqualifizieren und an der Ausschreibung beteiligen durfte; teils waren ausländische Firmen ausgeschlossen, teils zugelassen. Teils mussten die Anbieter einen Standort vorweisen, teils sogar ein Environmental Impact Assessment (EIA) für den / einen Standort vorlegen.

Fakt heute ist, dass der Markt gesättigt ist.

4 Süd-Korea

Die Hoffnungen auf einen boomenden Markt für thermische Abfallbehandlungsanlagen in Süd-Korea waren vor 10-20 Jahren sehr hoch. Große koreanische Firmen (allen voran Firmen aus der Samsung-, Hyundai-,Gruppe‘) haben Lizenzabkommen mit meist europäischen Technologiegebern geschlossen und (gemeinsam) viel Geld in Know how Transfer und Vertrieb investiert.

Die Realität ist aber weit hinter diesen Erwartungen zurückgeblieben. Ein wesentlicher Faktor ist der sehr große Widerstand der Bevölkerung gegen quasi jedes geplante Projekt. Dies verteuert die Projektentwicklung erheblich und verknüpft sie mit

großen Risiken / Unwägbarkeiten. Hinzu kommt, dass die Anbieter von alternativen Technologien (Vergasung, Pyrolyse, Plasma etc) zwar keine Anlagen haben realisieren können, aber zumindest insofern erfolgreich waren, dass sie viele Gegner überzeugt und Entscheidungsträger verunsichert haben.

Laut Statistik der UN [1] lag der Anteil an thermischer Abfallbehandlung im Jahr 2002 bei nur 13%. Derzeit in Planung befindliche Neuprojekte, deren Realisierung aber durchaus fraglich ist, betreffen durchwegs sehr kleine Anlagen; teilweise < 100 t/Tag Durchsatz, meist nur 1 Linie. Von einem ‚Markt‘ für MVA kann man daher in Südkorea nicht reden, eine Änderung dieser Situation ist mittelfristig nicht absehbar.

5 China

Nach einer ‚klassischen Weisheit‘, dass ein Land ein bestimmtes Brutto-Sozialprodukt (BSP) erreicht haben muss, damit sich ein Markt für MVA entwickelt (finanzielle Ressourcen vorhanden, gestiegenes Umweltbewusstsein etc) dürfte es keinen MVA Markt in China geben. Aber wie in so vielen Dingen ist China auch hier anders.

Die ersten MVA's wurden vor ca. 20 Jahren gebaut. Es gibt derzeit nicht sehr viele Projekte, aber es wurden bis heute immerhin ca. 16.000 t/Tag Verbrennungsleistung installiert. Dabei haben folgende Aspekte eine wesentliche Rolle gespielt:

- Finanzielle Förderung durch das Ausland, z.B. KfW, COFACE etc
- Der damit verbundene Know-how Transfer (ob gewollt / erlaubt oder nicht)
- Der Wunsch von lokalen Amtsträgern sich über zukunftsweisendes, umweltbewusstes Handeln zu profilieren.
- Der Wunsch wirtschaftlich starker Regionen wie z.B. Shanghai, sich gegen politisch starke, wie Beijing, zu profilieren.
- Die Erkenntnis von chinesischen Firmen, dass dies ein Markt der Zukunft sein kann.

Großereignisse wie Olympia 2008 in Beijing üben ebenfalls einen großen Anreiz / Druck aus, die Stadt selber aber auch China als Gesamtes als modernes, umweltbewusstes Land darzustellen.

Wie in vielen anderen Wirtschaftszweigen, ist China auch hier hauptsächlich daran interessiert das spezifische Know-how zu importieren. Die Fertigung sollte im Wesentlichen in China selber erfolgen, aber auch die Planung, Montage und Inbetriebsetzung der Anlagen. D.h. die Wertschöpfung von ausländischen Firmen ist gering und beschränkt sich hauptsächlich auf Engineeringleistungen und die mögliche Fertigung von einigen wenigen Schlüsselkomponenten.



Abbildung 3: Anlage Shanghai-Pudong (3 x 365 t/Tag)

Bei den derzeit in Betrieb oder Bau befindlichen Anlagen sind alle wesentlichen europäischen Rosttechnologien vertreten. Aber Anbieter direkt aus Europa tun sich in den letzten Jahren sehr schwer Aufträge zu akquirieren. Im Wesentlichen japanische und lokale Firmen machen das Rennen, wobei auch erstere immer mehr unter Druck geraten.

6 Weitere Länder

In anderen Ländern in Südost-Asien stellt sich die Situation zusammengefasst wie folgt dar

Singapur

Neben vier bestehenden Anlagen ist eine weitere im Bau. Weitere Projekte sind nicht geplant.

Macau

Es gibt eine bestehende Anlage, eine weitere ist im Bau. Keine weiteren Projekte.

Hongkong

Es gab mehrere Anlagen, die aber schon vor vielen Jahren geschlossen wurden. Deponieraum in Hongkong ist noch für viele Jahre ausreichend vorhanden. Seit vielen Jahren werden Diskussionen über 1 - 2 große (ca. 1 Mio. t/a) Anlagen geführt, aber keine absehbare konkrete Planung.

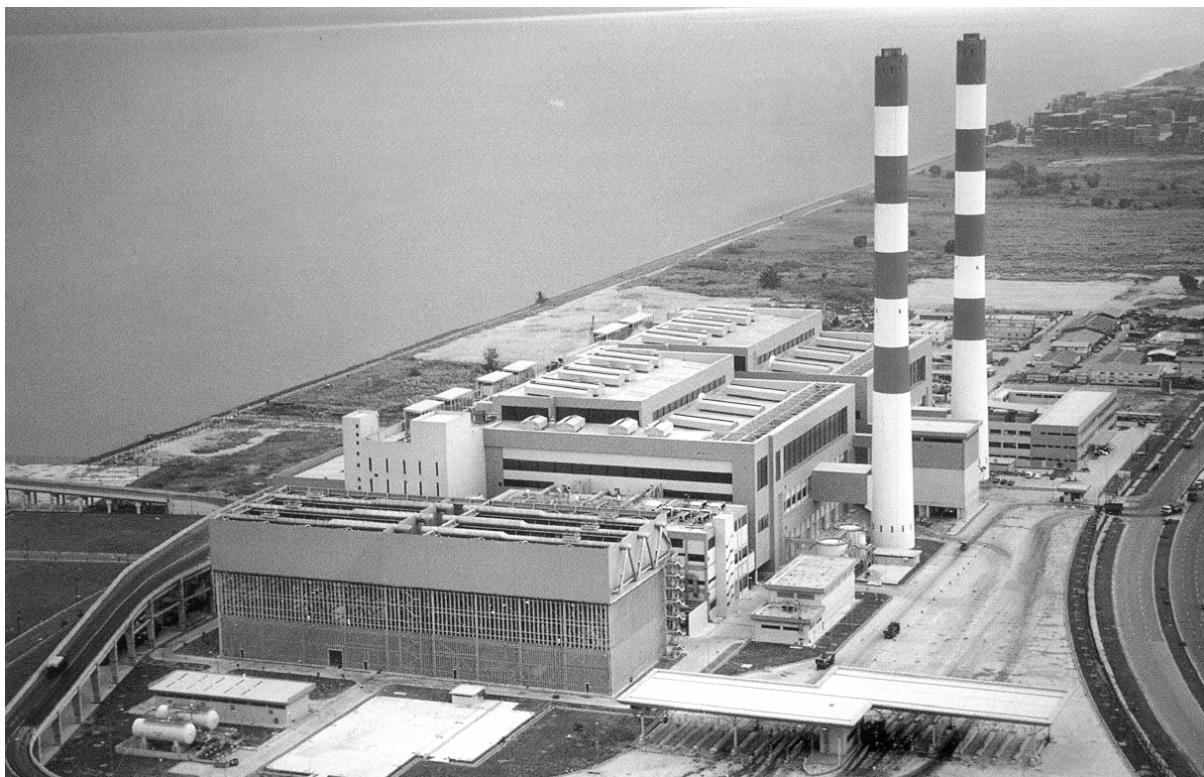


Abbildung 4: Anlage TUAS-Süd (6 x 720 t/Tag)

Indonesien

Keine Projekte

Philippinen

Seit vielen Jahren ist eine Anlage in Manila in Diskussion, aber keine absehbare Planung.

Malaysia

Seit vielen Jahren Diskussion über eine Anlage in Kuala Lumpur. Ebara hat einen Auftrag über eine 1500 t/Tag Anlage bekommen, aber dieser soll storniert worden sein. Derzeit keine absehbaren Projekte.

Thailand

Nur eine bestehende Anlage in Phuket. Seit vielen Jahren Diskussionen über Anlagen in Bangkok und Chiang Mai, aber keine absehbaren Projekte.

7 Zusammenfassung / Ausblick

Die thermische Abfallbehandlung spielt auch in Asien eine wichtige Rolle, wobei diese in den einzelnen Ländern sehr unterschiedlich ist. Japan, Taiwan und Singapur setzen fast vollständig auf die thermische Abfallbehandlung. China ist ein schnell wachsender Markt. Technologisch dominiert die Rostfeuerung, nur in Japan gibt es auch einen Anteil an Wirbelschichtfeuerungen. Bei den Rostfeuerungen dominieren die europäischen Technologien, wobei diese meist von Lizenznehmern / Kooperationspartnern in Asien vertrieben werden, selten direkt aus Europa. Von einem wirklich interessanten Markt kann man derzeit nicht sprechen, es sind eher ‚opportunities‘. China wird sicherlich ein Markt mit großem Auftragsvolumen werden, aber die Wertschöpfung für ausländische Anlagenbauer wird nur sehr gering sein.

8 Literatur

- [1] <http://unstats.un.org/unsd/ENVIRONMENT/wastetreatment.htm>

M. Faulstich, A. I. Urban, B. Bilitewski (Hrsg.)

**12. Fachtagung
Thermische Abfallbehandlung**

**Messstrategie und Emissionsüberwachung
an stationären Quellen unter Berücksichtigung
der DIN EN 15259 E**

Horst C. Gass
Müller-BBM
Berlin

Schriftenreihe des
Fachgebietes Abfalltechnik
Universität Kassel

1 Zusammenfassung

Die EN 15259:2005 wurde vom Technischen Komitee CEN/TC 264 „Luftbeschaffenheit“ erarbeitet und liegt derzeit zur CEN-Umfrage in der Entwurfssfassung aus. Die Norm richtet sich an Anlagenplaner, Konstrukteure, Anlagebauer, Anlagenbetreiber, Messinstitute und Behörden. Sie gilt sowohl für die Anwendung von Standardreferenzmessverfahren als auch für automatische Emissionsmesseinrichtungen.

Diese Norm definiert Grundsätze, die bei der Durchführung von Emissionsmessungen an Industrieanlagen und einer Vielzahl von Messaufgaben angewendet werden können. Hierzu zählen beispielsweise Messaufgaben im Zusammenhang mit der Prüfung der Einhaltung von Emissionsbegrenzungen, der Erarbeitung von Emissionserklärungen, der Durchführung von Garantienachweismessungen, der Kalibrierung und Funktionsprüfung von kontinuierlich arbeitenden Emissionsmesseinrichtungen, der Bewertung von Verfahrens- und Industrie-Prozessen und der Ermittlung von Emissionsfaktoren.

Die Norm legt Mindestanforderungen für die Messstrategie, die Messplanung und die Berichtsdokumentation über Emissionsmessungen fest. Ferner wird die Gestaltung von Messplätzen insbesondere im Hinblick auf die Anordnung, die Anzahl und Form von Messöffnungen in geeigneten Messquerschnitten beschrieben, um zuverlässige und vergleichbare Messergebnisse zu erzielen.

Da gemäß Ziffer 5.3.2.4 der TA Luft bei Abnahmemessungen die Anforderungen dann eingehalten sind, wenn das Ergebnis jeder Einzelmessung zuzüglich der Messunsicherheit die im Genehmigungsbescheid festgelegte Emissionsbegrenzung nicht überschreitet, wird es zwingend erforderlich sein, dass die in dieser Norm ausgesprochenen Empfehlungen hinsichtlich der Ausgestaltung der Messplätze an den Industrieanlagen umgesetzt werden. Bei Abweichungen von dieser Norm ist zukünftig mit einer Zurückweisung des Messberichtes durch die zuständigen Aufsichtsbehörden zu rechnen.

2 Anwendungsbereich

Die EN 15259 legt allgemeine Grundsätze fest, die bei der Durchführung von Emissionsmessungen an unterschiedlichen Industrieanlagen und bei einer Vielzahl von Messaufgaben angewendet werden können. Die Norm ist auf verschiedene Industrieanlagen und auf nahezu alle Emissionsmessaufgaben anwendbar. Die Norm definiert die Mindestanforderungen für

- Messplätze
- Messöffnungen
- Messplanung

- Messstrategie
- Berichterstattung

Darüber hinaus wird in der Norm die Gestaltung von Messplätzen insbesondere im Hinblick auf die Anordnung, die Anzahl und Form von Messöffnungen in geeigneten Messquerschnitten beschrieben, um zuverlässige und vergleichbare Messergebnisse zu erzielen. Die Aspekte der Messplanung und der Berichterstellung können auch auf Emissionsmessungen an diffusen Quellen angewendet werden.

3 Grundlagen

Gemäß dieser Norm können zuverlässige Messergebnisse aus Emissionsmessungen erzielt werden, wenn

- der Messquerschnitt im Abgaskanal eine repräsentative Probenentnahme erlaubt,
- die Messaufgabe und die Messstrategie im Vorfeld der Messungen mit dem Kunden und der Behörde abgestimmt ist und
- vom Messinstitut kompetentes Personal eingesetzt wird.

Im Rahmen von wiederkehrenden Messaufgaben wird vor dem Beginn der Messdurchführung im

1. Schritt: die Messaufgabe festgelegt
2. Schritt: das anlagenbezogenen Vorwissen gesammelt bzw. ein Ortstermin vereinbart
3. Schritt: das Lastverhalten und die Betriebsbedingungen der Anlage festgelegt
4. Schritt: der Messplan erstellt
5. Schritt: die Probenahmestrategie gewählt
6. Schritt: der Messeinsatz im Prüflaboratorium und im Messinstitut vorbereitet

Bei der Messdurchführung selbst werden i.d.R. Standardreferenz-Messverfahren eingesetzt und die Mess-, Prozess- und Betriebsdaten werden umfassend protokolliert. Letztlich werden entsprechend dieser Norm die Daten ausgewertet und in Form eines bundeseinheitlichen Mustermessberichtes dokumentiert. Wird von der im Messplan beschriebenen Vorgehensweise abgewichen, muss dies im Bericht begründet werden.

3.1 Messaufgabe

Mit der Formulierung der Messaufgabe werden die durchzuführenden Arbeiten, die anlagenspezifischen Prozess- und Betriebsbedingungen, unter denen die Messungen durchzuführen sind, und die zu verwendenden Standardarbeitsanweisungen mit den anzuwendenden Messmethoden für die Mess- und Bezugsgrößen festgelegt. Die Ergebnisse werden in einem Messplan vor der Messdurchführung dargestellt.

3.2 Ortsbesichtigungen

Ist kein Vorwissen über die Betriebsbedingungen und über die Gestaltung der Messplätze an der Industrieanlage vorhanden oder handelt es sich um erstmalige Messeinsätze, so sind zur Feststellung geeigneter Messvoraussetzungen Ortsbesichtigungen im Vorfeld der Messungen zwingend erforderlich, um zu klären, ob die Mindestanforderungen an die Messplätze erfüllt sind, hinsichtlich:

- geeigneter Messbühnen, um ein sicheres und effizientes Arbeiten zu ermöglichen
- ausreichender und wettergeschützter Stellflächen für das Messequipment
- repräsentativer Probenahmen der Mess- und Bezugsgrößen

3.3 Messstrategie

Damit sichergestellt ist, dass die Messstrategie der Messaufgabe genügt, ist eine Prüfung notwendig, ob die Messstrecke bereits untersucht wurde und eine Abweichung von der Standardgeometrie vorliegt. Im Rahmen der Messungen ist in allen Fällen sicherzustellen, dass eine repräsentative Probenahme erfolgt. Hierzu ist in der Norm das unter Ziffer 7.3 festgelegte Verfahren anzuwenden, um die Homogenität und die Verteilung der Messgröße und deren zeitliche Variabilität zu bestimmen. Mit den in der Norm beschriebenen Verfahren kann die Anzahl der Messpunkte sowie deren Lage im Messquerschnitt festgelegt werden.

4 Gestaltung der Messplätze

Zur Erzielung zuverlässiger Messergebnisse bei Emissionsmessungen werden geeignete Messplätze und Messstrecken benötigt. Dies wird nur erzielt, wenn innerhalb der Messebene ein stabiles, geordnetes, drall- und rückströmungsfreies Strömungsprofil angetroffen wird, damit die Abgasgeschwindigkeit und die Massenkonzentration innerhalb einer zulässigen Messunsicherheit ermittelt werden kann. Dieser Aspekt ist insbesondere mit dem Verweis auf Ziffer 5.3.2.4 der TA Luft zu beachten, da gemäß

den Ausführungen dieser Verwaltungsvorschrift bei Abnahmemessungen die immissionsschutzrechtlichen Anforderungen dann eingehalten sind, wenn das Ergebnis jeder Einzelmessung zuzüglich der Messunsicherheit die im Genehmigungsbescheid festgelegte Emissionsbegrenzung nicht überschreitet.

4.1 Anforderungen an die Messstrecke

Als Messstrecke wird der Bereich eines Abgaskanalabschnittes bezeichnet, der den eigentlichen Messquerschnitt sowie die Ein- und Auslaufstrecke bezeichnet. Bei der Auslegung und Auswahl einer Messstrecke zur Erzielung repräsentativer Messergebnisse gilt es zu berücksichtigen, dass sich die Messebene möglichst in einem vertikalen, geraden Kanalabschnitt mit gleichbleibender Form und Größe befindet. In der Regel werden die Anforderungen innerhalb der Messebene eingehalten, wenn

- eine Einlaufstrecke von $> 5 D_{hydr}$ und eine Auslaufstrecke von $> 2 D_{hydr}$ vorliegt (D_{hydr} : hydraulischer Durchmesser des Abgaskanalabschnittes)
- der Winkel Gasstrom zur Mittelachse $< 15^\circ$ beträgt
- das Verhältnis der örtlichen Abgasgeschwindigkeit im Messquerschnitt kleiner 3:1 beträgt, d.h. $v_{max} : v_{min} \leq 3:1$
- innerhalb der Messebene keine negative Strömung auftritt
- der Messquerschnitt senkrecht zur Strömungsrichtung liegt
- ein gerader Kanalabschnitt mit gleichbleibender Form und Größe vorliegt
- bei Verwendung von Staudrucksonden der Differenzdruck $\Delta p > 5 \text{ Pa}$ beträgt, um die Abgasgeschwindigkeit zuverlässig zu bestimmen.

4.2 Anforderungen an die Messöffnungen

Um zeitgleich die Schadstoffparameter und die Abgasrandparameter (stat. Druck, Abgasgeschwindigkeit, Feuchte, Temperatur) mit mehreren Messeinrichtungen zu ermitteln, sind in der Regel mehrere geeignete Messöffnungen innerhalb der Messebene zu installieren. Die Messöffnungen sind so auszustalten, dass einerseits die Probenahme an den festgelegten Messpunkten erfolgen kann, und andererseits die Messöffnungen die Einführung der unterschiedlichen Probenahmesonden erlauben. Bei der Errichtung einer Neuanlage sollten die Anforderungen an die Ausgestaltung des Messplatzes und der Messöffnungen bereits im Planungsstadium erfolgen.

4.3 Anforderungen an die Messbühnen

Zur Durchführung von Emissionsmessungen in Form von Netzmessungen gilt es bei der Auslegung von Messbühnen zu beachten, dass zum Einführen und Traversieren der Sonden der Rückraum der Messachsen entsprechend groß dimensioniert wird

und er frei von Einbauten ist. So wird beispielsweise für Abnahmemessungen an 17. BlmSchV-Anlagen ein Flächenbedarf von ca. 18 m^2 benötigt und für Messaufgaben an Kaminen mit ca. 0,2 m Durchmesser ein Mindestflächenbedarf von ca. 4 m^2 . Die Arbeitshöhe zwischen Messstutzen und Bühnentrittfläche sollte ca. 1,2 m bis 1,5 m betragen.

Weiterhin sind die Messbühnen abhängig von der Messaufgabe mit den notwendigen Betriebsmitteln wie Strom, Druckluft, Wasser und Abwasser auszustatten. Idealerweise befindet sich der Messplatz innerhalb eines Gebäudes. Andernfalls ist ein geeigneter Witterungsschutz bzw. eine Beheizung vorzusehen. Der Messplatz muss leicht und gefahrlos zugänglich sein. Für den Messgerätetransport bei nichtebenerdigen Messplätzen sind Transporthilfen, z.B. Aufzüge, Hebezeuge, vorzusehen.

Dauerhafte Messbühnen müssen eine Punktlast von $\geq 400 \text{ kg}$ tragen. Zeitlich begrenzt eingerichtete Messbühnen sind für eine Belastung von $\geq 250 \text{ kg/m}^2$ auszulegen. Sie sind an feste Gebäudeteile zu befestigen und vor dem Einsatz hinsichtlich der Erfüllung der Arbeitssicherheitsanforderungen zu prüfen.

An den Messbühnen sind in allen Fällen die Belange des Arbeitsschutzes einzuhalten. Eine Hebebühne stellt keine geeignete Messbühne dar.

5 Messplanung

Der Messplan ist auf der Grundlage der Messaufgabe auszuarbeiten. Bei der Formulierung der Messaufgabe sind durch Vorwissen bzw. anhand einer örtlichen Begehung der Industrieanlage sämtliche Informationen bzgl. der Messplatzgestaltung, der Prozess- und Betriebsbedingungen, unter denen die Messungen durchzuführen sind, die anzuwendenden Messmethoden für die Mess- und Bezugsgrößen inkl. deren Messunsicherheit, die Messeinsatzdauer und die Kompetenz des Prüflaboratoriums festzulegen. Diese Ergebnisse werden in einem Messplan vor der Messdurchführung dargestellt, der in der Regel 4 Wochen vor dem geplanten Messtermin der zuständigen Behörde in schriftlicher Form zugestellt wird.

Unter dem Messplankapitel:

- „Betriebszustände und Lastverhalten der Anlage“ ist der Einfluss des Industrieprozesses, der Einsatzstoffe und die Betriebsfahrweise der Abgasreinigungseinrichtung auf die Abgasemissionen zu berücksichtigen. Während den Messungen ist der Zustand der höchsten Emission zu beproben. Für die Emissionskomponenten NO_x , N_2O , SO_x , NH_3 , HCl , HF , Staub u.a. ist dieser Zustand i.d.R. gleichbedeutend mit der max. Leistung der Anlage. Hinsichtlich der Schadstoffe CO , $\text{C}_{\text{org.}}$, $\text{B}(\text{a})\text{P}$, PCB , PCDD/F u.a. ist sehr oft beim Anfahr-

prozess bzw. im Schwachlastbetrieb ein erhöhtes Emissionsniveau zu beobachten.

- „Anzahl und Dauer der Einzelmessungen“: Bei genehmigungspflichtigen Anlagen ist sehr häufig die notwendige Anzahl der Einzelmessung je Schadstoffkomponente im Genehmigungsbescheid festgelegt. So ist unter der TA Luft-Ziffer 5.3.2.2 festgelegt, dass „bei Anlagen mit überwiegend zeitlich unveränderlichen Betriebsbedingungen mindestens drei Einzelmessungen bei ungestörter Betriebsweise mit höchster Emission und mindestens jeweils eine weitere Messung bei regelmäßig auftretenden Betriebszuständen mit schwankendem Emissionsverhalten, z. B. bei Reinigungs- oder Regenerierungsarbeiten oder bei längeren An- oder Abfahrvorgängen, durchgeführt werden sollen. Bei Anlagen mit überwiegend zeitlich veränderlichen Betriebsbedingungen sollen Messungen in ausreichender Zahl, jedoch mindestens sechs bei Betriebsbedingungen, die erfahrungsgemäß zu den höchsten Emissionen führen können, durchgeführt werden. Die Dauer der Einzelmessung beträgt in der Regel eine halbe Stunde; das Ergebnis der Einzelmessung ist als Halbstundenmittelwert zu ermitteln und anzugeben. In besonderen Fällen, z. B. bei Chargenbetrieb oder niedrigen Massenkonzentrationen im Abgas, ist die Mittelungszeit entsprechend anzupassen.“ Weiterhin ist die Dauer einer Einzelmessung auch von der Nachweisgrenze des Messverfahrens abhängig, dies gilt besonders für den Staub- und Schwermetallgehalt wie auch für organische Spurenstoffe.

Unter dem Messplankapitel:

- „Benennung der Messverfahren“ wird darauf verwiesen, dass i.d.R. Standardmessverfahren mit bekannten Verfahrenskenngrößen anzuwenden sind, anderenfalls ist die Gleichwertigkeit des Verfahrens nachzuweisen. Werden die Emissionsmessungen mit automatischen Messeinrichtungen durchgeführt, sind eignungsgeprüfte Messgeräte einzusetzen, die vor dem Messeinsatz auf Grundlage der EN 14181 überprüft werden müssen.
- „Anforderungen an die Messplätze und Messöffnungen“ wird hier auf die Ausführungen unter Kapitel 4 verwiesen.
- „Verantwortliche und Personal“ muss bei den Untersuchungen der technisch Verantwortliche namentlich genannt werden, wie auch die durchführenden verantwortlichen Personen als auch das vom Betreiber benannte Personal, das während des Messzeitraumes für den Anlagenbetrieb zuständig ist.
- „Messtermin“ ist im Messplan der geplante Messtermin festzulegen unter Berücksichtigung der Anlagenverfügbarkeit, einer qualifizierten Messvorbereitungsphase wie auch der Einsatzmöglichkeit des Messpersonals und des notwendigen Messequipments.

6 Mess- und Probenahmestrategie

Die Anforderungen an die Messstrecke sind allein nicht ausreichend, um die Homogenität der Zusammensetzung und der physikalischen Parameter des Abgases sicherzustellen. Nur wenn die Homogenität der Verteilung des Messparameters im Messquerschnitt nachgewiesen wurde, darf die Probenahme an jedem beliebigen Punkt innerhalb der Messebene vorgenommen werden. Mit Bezug auf die v.g. Grundsätze gilt, dass die Einzelmessungen i.d.R. als Netzmessungen mit geschwindigkeitsgleicher bzw. zeit- und massenproportionaler Entnahme der Probe aus dem Hauptgasvolumenstrom vorzunehmen sind. Per Definition wird das Abgas für eine Messgröße als homogen angesehen, wenn sich die Messwerte zwar zeitlich ändern, aber nicht über den Messquerschnitt.

Der Nachweis der Homogenität ist in der Norm unter Punkt 7.2 beschrieben. Es handelt sich hierbei um zeitgleiche Messungen mit unabhängigen Messeinrichtungen, indem die Standardabweichung der Messwerte der Punktreferenzmessung mit der der Netzmessung im selben Messquerschnitt zur Berechnung des F -Faktors (dem statistischen Wert des F -Tests) ins Verhältnis gesetzt werden. Ist der berechnete F -Faktor kleiner als der statistische F -Faktor, $F_{N-1;N-1;0,95}$ oder die Standardabweichung der Netzmessung kleiner als die der Punktmessung, dann ist das Abgas homogen und die Messgröße kann in solch einem Fall an einem beliebigen Punkt innerhalb der Messebene vorgenommen werden.

Bei der Ermittlung eines repräsentativen Messpunktes gleicht das Verfahren dem der Untersuchung der Homogenität. Ist hierbei der berechnete F -Faktor größer als $F_{N-1;N-1;0,95}$, ist das Abgas inhomogen, und es gilt dann zu prüfen, ob die erweiterte Unsicherheit der kombinierten Netz- und Vergleichsmessung U_{pos} kleiner oder gleich 50 % der zulässigen erweiterten Messunsicherheit U_{perm} beträgt. In solch einem Fall kann der Netzmesspunkt, der am geringsten vom Mittelwert der Verhältnisse zwischen Netzpunktmesswert und Punktmesswert abweicht, als repräsentativer Messpunkt für die untersuchte Messgröße angesehen werden. Wenn die erweiterte Unsicherheit U_{pos} größer als 50 % der zulässigen erweiterten Messunsicherheit U_{perm} ist, müssen zukünftig Messungen als vollständige Netzmessungen durchgeführt werden.

Das Auswahlverfahren für den besten Entnahmepunkt einer automatischen Messeinrichtung (AMS) ist in der Norm unter Punkt 7.4 beschrieben. Das Vorgehen ist vergleichbar mit der zuvor beschriebenen Vorgehensweise für die Untersuchung der Homogenität. Hier werden zeitgleich für jeden Netzpunkt die Referenzwerte für die Messgröße, die Abgastemperatur, die Geschwindigkeit und der Sauerstoffgehalt mit denen der Netzprofilmessung aufgezeichnet. Der geeignete Messpunkt für die AMS-Messung ist dann derjenige Messpunkt, für den das Verhältnis $F_{\text{rep},i}$ der o.a. Einzelmessparameter dem Mittelwert F_{rep} über alle Netzpunkte am nächsten kommt.

7 Messbericht

Im Rahmen der Messberichterstellung ist sicherzustellen, dass alle zur Beurteilung des Messergebnisses notwendigen Daten dokumentiert werden. Es ist hierbei auf eine korrekte Datenbehandlung zu achten. Die Untersuchungsergebnisse müssen in einer klaren und verwendbaren Form dargestellt werden.

8 Referenzliste

DIN EN 15259 E: Luftbeschaffenheit- Messung von Emissionen aus stationären Quellen- Messstrategie, Messplanung, Messbericht und Gestaltung von Messplätzen; Entwurf: 2005

DIN EN 14181: Emissionen aus stationären Quellen- Qualitätssicherung für automatische Messeinrichtungen, 2004

VDI 4200: Durchführung von Emissionsmessungen an geführten Quellen, 2000

EN ISO 17025: Allgemeine Anforderungen an die Kompetenz von Prüf- und Kalibrierlaboratorien, 2000

M. Faulstich, A. I. Urban, B. Bilitewski (Hrsg.)

**12. Fachtagung
Thermische Abfallbehandlung**

Erfahrungen mit wassergekühlten Rosten

Dr. Jörg Metschke
Schwandorf

Schriftenreihe des
Fachgebietes Abfalltechnik
Universität Kassel

1 Einleitung

Der Heizwert des im Müllkraftwerk Schwandorf angelieferten Abfalls ist in den letzten Jahren aus verschiedenen Gründen stetig angestiegen. In dieser Grafik ist ersatzweise statt des Heizwertes die pro Tonne Müll erzeugte Dampfmenge dargestellt.

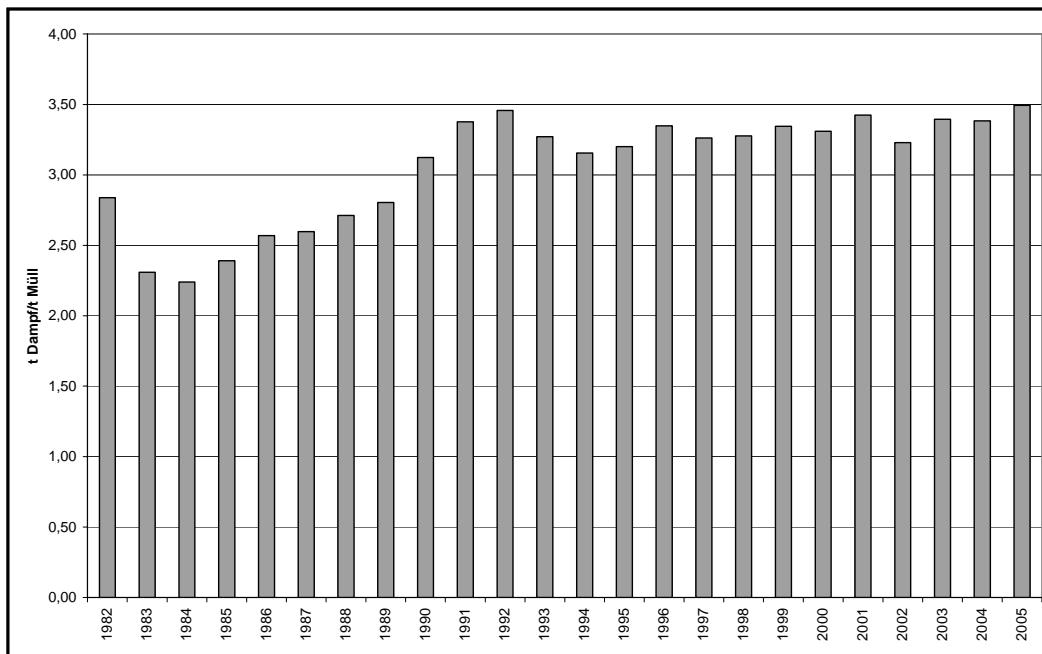


Abbildung 1: Entwicklung der Dampferzeugung je Tonne Müll 1982 – 2005

Der steigende Heizwert hat dazu geführt, dass bei konstanter thermischer Leistung der Kessel der rein mechanische Mülldurchsatz deutlich reduziert werden musste. Für den Verbrennungsrost bedeutete das, dass die Überdeckung des Rostbelages mit Müll bzw. Schlacke entsprechend dünner und der Schutz der Roststäbe gegen die Strahlung gemindert wurden; damit stiegen die Temperaturen an der Oberfläche der Roststäbe erheblich an und der rein mechanische Verschleiß sowie die chemische Korrosion nahmen zu.

Einige der Rückschubrost benötigt auch bei höheren Heizwerten keine Wasserkühlung, da er auf Grund seiner besonderen Schüreigenschaften stets mit Müll bzw. Schlacke bedeckt und sich so vor der Strahlung selbst schützt. Die durch das Kreislaufwirtschaftsgesetz initiierten Sortiermaßnahmen haben überdies dazu geführt, dass die zur thermischen Verwertung angelieferten Müllchargen extreme Schwankungen im Heizwert und in den sonstigen physikalischen und chemischen Eigenschaften zeigen. Der Betrieb der Anlagen wurde dadurch erschwert.

Zusätzlich wurden die meisten Betreiber von Müllverbrennungsanlagen auf Grund der verschärften Vorschriften der 17. Bundes-Immissionsschutz-Verordnung (BimSchV) zu einer Änderung der Betriebsweise gezwungen. Die geforderten höhe-

ren Verbrennungstemperaturen führten zur Reduzierung der Gesamt-Verbrennungsluftmenge auf Kosten der Primärluftmenge. Solange die Primärluft die einzige Kühlung der Roststäbe war, bedeutete diese Drosselung die zusätzliche Steigerung der Roststabtemperaturen.

Die einschneidenden Veränderungen der Betriebsbedingungen hatten eine deutliche Reduzierung der Lebensdauer der Beläge der Verbrennungsroste zur Folge. Die thermisch und chemisch am stärksten belasteten Roststäbe der Zonen 1 und 2 waren nach längstens 8.000 Betriebsstunden so stark korrodiert bzw. verschlissen, dass sie ausgewechselt werden mussten. Nach dieser Zeit war der sog. „Rostdurchfall“ nicht mehr tolerierbar und die Verteilung der Primärluft dem Zufall unterworfen. Im Müllkraftwerk Schwandorf wurden daher seit 1994 Versuche mit wassergekühlten Rostsystemen durchgeführt. Ziel dieser Versuche war es, die zu der damaligen Zeit angebotenen Systeme bezüglich Verschleiß, Primärluftverteilung, wärmetechnischer Auslegung und Wärmeauskoppelung zusammen mit den Lieferanten zu untersuchen und zu optimieren.

Wassergekühlte Verbrennungsroste sind durchaus kein Novum. Schon 1934 wird von wassergekühlten Hohlroststäben berichtet, die aber wegen der Schwierigkeiten mit der Wasserzu- und Abführung nicht in größerem Umfang eingeführt wurden.

2 Versuchsanordnungen

Die vier im Müllkraftwerk Schwandorf installierten Kessel besitzen eine mechanische Auslegungskapazität von 550.000 t Müll pro Jahr. Infolge der stetigen Steigerung des Heizwertes ist die Leistung bei einem derzeitigen Brennwert des Mülls von etwa 11,0 GJ/t auf etwa 450.000 t pro Jahr zurückgegangen. Die wesentlichen technischen Daten für die Roste der vier Ofenlinien sind aus Tabelle 1 ersichtlich.

Eine Bedingung bei der Umrüstung der thermisch am stärksten belasteten Rostzonen auf Wasserkühlung war, dass die vorhandene Rostkonstruktion unverändert übernommen werden konnte; also lediglich der Belag ausgewechselt werden musste.

Der erste Versuch wurde im Oktober 1994 mit gegossenen Roststäben der Fa. Noell in der zweiten Rostzone der Ofenlinie 2 gestartet. Im Rahmen dieses Versuches wurde noch kein Wert auf eine sinnvolle Nutzung der ausgekoppelten Wärme gelegt. Es sollten lediglich Daten über die abzuführende Energie in den verschiedenen Lastzuständen des Kessels sowie Erkenntnisse über die Standzeit der Stäbe und der Schlauchanschlüsse zu gewinnen.

Die Roststäbe der ersten Generation wiesen Öffnungen für den Primärluftaustritt auf der Stirnseite auf. Diese Bohrungen verstopften während des Betriebes vor allen Dingen durch das Eindringen von Metallschmelzen. Aus diesem Grunde wurden stattdessen Luftschlitzte an den Flanken der Stäbe mit Erfolg angebracht.

Die ersten wassergekühlten Roststäbe waren außerdem bezüglich der Wärmeableitung nicht optimiert. Es zeigte sich, dass dort wo die Stärke des Gusses mehr als ca. 25 mm betrug, der Verschleiß an der Frontpartie als Folge der unzureichenden Wärmeabfuhr und der daraus resultierenden höheren Temperaturen so lange relativ stark war bis ein einheitlicher Wärmefluss über die gesamte Fläche erreicht war. Danach ging die Korrosion praktisch gegen Null zurück. Auf Grund dieser Erkenntnisse wurden die Kühlkanäle entsprechend abgeändert, so dass eine nahezu gleichmäßige Gussstärke und sich damit eine fast einheitliche Oberflächentemperaturverteilung einstellte.

Tabelle 1: Die Verbrennungsroste der Ofenlinien des MKW Schwandorf

Ofenlinie	1 – 3	4
Rosttyp	Gegenlauf-Überschub	Gegenlauf-Überschub
Neigung	Horizontal	horizontal
Hersteller	ABB, W u. E-	ABB, W u. E-
Rostfläche (m ²)	55	75,7
Abmessungen Rost (mm)	10.550 x 5.260	10.590 x 7.150
Rostzonen	5	5
Rostbahnen	2	2
Roststabreihen	33	33
Roststäbe pro Reihe	2 x 24	2 x 32
Mülldurchsatz Auslegung	18,7 t/h	23,2 t/h
Auslegungsheizwert (GJ/t)	7,9	10,5
derzeitiger Heizwert (GJ/t)	10,8 - 11,2	10,8 - 11,2
Primär/Sekundärluft	43.000 / 20.000	68.000 / 47.000
Primärlufttemperatur (°C)	130	150

Die einzigen nennenswerten Störungen wurden zu Beginn der Versuche durch defekte Verbindungsschläuche verursacht. Nach Änderung der Schlauchqualität und der Schlauchführung konnten diese Mängel behoben werden.

Die positiven Erfahrungen nach etwa 22.000 Betriebsstunden mit diesem System waren Anlass dazu, auch die Rostzone 1 der Ofenlinie 2 mit wassergekühlten Roststäben der Fa. Noell auszustatten. Parallel dazu wurde in der Zone 2 der Ofenlinie 1

ein Versuch mit den wassergekühlten Rostbelägen der Firmen Jakob Stiefel und ABB W + E gestartet. Die Charakteristika der drei untersuchten wassergekühlten Rostbeläge sind in Tabelle 2 dargestellt.

Tabelle 2 Charakteristika der untersuchten Rostbeläge

	Noell	ABB Enertech	Stiefel
Rostbelag	Gussstäbe	Gussstäbe	Schweißkonstruktion
Material	verschleiß- und temperaturfester Guss	verschleiß- und temperaturfester Guss	verschleißfeste Stahlblechkonstruktion
Stab-/Plattenbreite	210 mm	315 mm	1155 mm
Elemente pro Reihe und Rostbahn	11 Stück + 2 ungekühlte Randstäbe 105 mm breit	8 Stück	2 Stück
Gewicht pro Element	38,1 kg	56,3 kg	ca. 240 kg
Kühlkanal-Abmessungen	rechteckig 45 x 20 / 25 x 22 mm Länge 980 mm	Rund Durchmesser 14 mm Länge 3.292 mm	rechteckig 20 x 100 mm Länge 4.350 mm
Kühlkanäle	gegossen	eingegossene Kühlslangend	eingeschweißte Kühlkanäle
Volumen je Element	0,81 l	0,25 l	ca. 85 l
Strömungsgeschw.	1,4 m/s	1,8 m/s	0,7 m/s
Kühlwasserführung	parallel zur Mittelachse	quer zur Mittelachse	quer zur Mittelachse
Druck am Austritt	2,5 – 3 bar	2,5 bar	0,5 bar
Primärluftöffnungen	seitliche Schlitze; 1 Stück je Stab	seitliche Schlitze (1 Stück je Stab) und Bohrungen auf Staboberfläche (4 Stück)	ovale Öffnungen am Roststabkopf (32 Stück je Platte)

3 Betriebserfahrungen

3.1 Schlauch- und Rohrverbindungen

Auf die anfänglich aufgetretenen Probleme mit den Schlauchverbindungen zwischen den wassergekühlten Stäben wurde schon hingewiesen. Die aufgetretenen Schäden wurden entweder durch das ständige Scheuern der Schläuche an der Stahlkonstruktion des Rostes oder durch zwischen den Stäben durchtropfende Schmelzen (vorwiegend Aluminium) verursacht. Durch Verwendung warmfester und/oder metallummantelter Schläuche und Verlegen nach außen wurden diese möglichen Schadensquellen beseitigt. Die derzeitige Ausstattung der Roste ist aus Tabelle 3 ersichtlich.

Tabelle 3: Schlauch- und Rohrverbindungen der untersuchten wassergekühlten Rostsysteme

	Noell	ABB Enertech	Stiefel
Stabanschlüsse/ Stabverbindung	Schlauch/Ermeto- Rohre	Schlauch/Schlauch	Schlauch/Schlauch
Schlauchtyp	temperatur-/ druck- fester Heißwasser- schlauch mit flexib- ler Metallummante- lung	temperatur-/ druck- fester Heißwasser- bzw. Dampfschlauch	temperatur-/ druck- fester Heißwasser- bzw. Dampfschlauch
Verschraubungsart	Ermetoverschrau- bung	Ermetoverschrau- bung	Schlauchtülle mit Klemmverschluss, Ermeto-Rohrverb.
Anzahl der Schlauchverbindun- gen je Doppelreihe	4 Versorgungs- schläuche	8 Versorgungs- schläuche und 12 Verbindungsschläu- che	2 Versorgungs- schläuche und 3 Verbindungsschläu- che

3.2 Primärluftdurchlässe

Die größten Probleme bereitete bei der Einführung aller untersuchten Rostsysteme die Positionierung und Gestaltung der Primärluftdurchlässe. Die anfänglich an der Stirnseite der Stäbe angebrachten Öffnungen neigten dazu, sich binnen kürzester Zeit mit metallischen Schmelzen und/oder Müll bzw. Schlacke zu verlegen. Nach mehreren Änderungen an allen Rosten haben sich folgende Lösungsmöglichkeiten als geeignet herauskristallisiert:

- Konische Schlitze an der Flanke der Stäbe: Noell und ABB Enertech
- Bohrungen auf dem Stabrücken: ABB Enertech
- Schlitze am Stabkopf: Stiefel

Der Zustand der Luftporen sollte allerdings nicht überbewertet werden. Auch bei völlig verlegten Bohrungen gelangt dennoch die Primärluft zwischen den Auflageflächen des Roststabkopfes und des Rückens des nächsten Stabes in das Müllbett.

3.3 Verschleiß

Der Verschleiß der luftgekühlten Roststäbe wurde im Wesentlichen bestimmt durch die Hochtemperaturkorrosion gepaart mit mechanischem Verschleiß. Um den starken Abzehrungen in den ersten zwei Rostzonen begegnen zu können wurden spezielle hoch-chromhaltige Legierungen eingesetzt, die allerdings den Nachteil haben, dass der Wärmefluss deutlich geringer als der normaler Gusswerkstoffe. Trotzdem mussten die Stäbe der ersten Zonen des Rostes jährlich ausgewechselt werden.

Beim wassergekühlten Rost spielt der korrosive Verschleiß kaum noch eine Rolle. Für die Standzeit ist einzig der mechanische Abtrag infolge der Reibung zwischen Roststabkopf und dem Roststabrücken bzw. dem darauf lagernden Müll entscheidend. Die Verschleißrate ist direkt proportional der Zahl der Relativbewegungen der Stäbe gegeneinander.

Der im Jahr 1994 eingebaute Rostbelag der Fa. Noell wurde nach etwa 50.000 Stunden ausgewechselt. Aus dem sich bietenden Verschleißbild hätte man eine Lebensdauer von etwa 100.000 Stunden extrapolieren können, wenn nicht andere Ereignisse, wie z.B. Gewaltbrüche oder Wassermangel, Krater infolge von abgescherten oder ausgebrochenen Aufschweißungen auf der Oberseite etc., die Standzeit beeinflussen. Die absoluten Abtragungsraten betragen 0,08 – 0,1 mm/1.000 Betriebsstunden auf dem Rostrücken und etwa 0,14 mm/1.000 Stunden am Fuß. Diese Werte gelten praktisch für übereinstimmend für die drei untersuchten Rostsysteme.

3.4 Trockenlaufeigenschaften

An den Roststäben der Firmen Noell und ABB Enertech konnte gezeigt werden, dass bei Ausfall der Wasserkühlung die sofortige Abstellung des Kessels nicht nötig ist. Beide Systeme wurden jeweils über eine Woche ohne Wasserkühlung betrieben, ohne dass gravierende Schäden festgestellt werden konnten. Es wurden unbedeutende Korrosionen und vereinzelt leichte Durchbiegungen parallel zur Längsachse der Stäbe festgestellt.

Im Anfangsstadium unserer Untersuchungen wurde nach dem Bruch eines Verbindungsschlauches eine Rostreihe des Noell-Systems über 1.800 Stunden ohne Wasserkühlung betrieben. Dabei stellte sich der für die luftgekühlten Stäbe übliche Verschleiß ein.

Die geschweißten Rostplatten der Fa. Stiefel wurden nicht auf ihre Trockenlaufeigenschaften hin getestet. Es ist aber anzunehmen, dass es auf Grund der Konstruktion und der großen zusammenhängenden Fläche zu Verwerfungen kommen kann, die das Blockieren des Rostes zur Folge haben können.

3.5 Aufschweißungen

Die von uns untersuchten Aufschweißungen auf der Rostoberfläche enthalten bis zu 30 % Aluminium. Wir vermuten deshalb, dass zumindest ein großer Teil dieser Aufschweißungen in einer Art aluminothermischer Reaktion bei sehr hohen Temperaturen entstanden sind.

Bei den luftgekühlten Stäben sind derartige Aufschweißungen auf den Rostzonen eins und zwei, den Bereichen mit den höchsten Oberflächentemperaturen, weitgehend unbekannt. Die dritten Zonen sind in hohem Maße mit diesen Aufschweißungen belegt. Entweder können die Schmelzen auf der heißen Oberfläche des vorderen Rostbereiches nicht schnell genug erkalten und werden durch die Rostbewegung vor der Erhärting abgeschoben oder aber sie finden auf dem Korrosionsbelag, den diese Stäbe immer haben, keine Bindung.

Die wassergekühlten Rostbeläge der Firmen Noell und ABB Enertech, die gegossenen Stäbe also, zeigten wesentlich stärkere und zahlreichere Aufschweißungen als die Stahlblechplatten der Fa. Stiefel. Die hoch legierten gegossenen Roststäbe können offenbar wegen der schlechteren Wärmeleitfähigkeit (ca. 15 – 17 W/m K) gegenüber dem unlegierten Stahl der Schweißkonstruktion die durch die „Thermitschmelze“ freigesetzte Wärme nicht schnell genug abführen. Das führt zu lokalen Aufschmelzungen der Oberfläche und Schweißverbindungen mit der Schmelze. Da die chemische Korrosion bei den wassergekühlten Rostsystemen keine entscheidende Rolle mehr spielt, wurden Versuche mit niedrig legierten Gusswerkstoffen durchgeführt.

Die Aufschweißungen hatten keine gravierenden Störungen des Betriebes der Anlagen zur Folge. Im Regelfall werden sie durch von den darüber gleitenden Rostelementen abgehobelt oder abgeschert. Auf dem Roststabfuß bilden sich Riefen, über die die Primärluft durch treten kann.

3.6 Wärmetechnische Messungen

Wärmeleistungen

Die umfangreichen Versuche dienten nicht nur dem Nachweis der Funktionstüchtigkeit der wassergekühlten Roste selbst, sondern sollten auch Aufschluss geben über

die spezifischen Belastungen des Systems bei verschiedenen Betriebszuständen des Kessels und über die Auslegung des Kühlsystems bzw. die Nutzung der ausgekoppelten Wärme.

Die mittlere spezifische Leistung liegt zwischen 18 und 25 kW/m². Es ist zu beachten, dass es sich um einen Mittelwert über zwei Rostzonen handelt. In der ersten Rostzone mit einer Müllüberdeckung der Roststäbe liegt die Leistung deutlich niedriger als in der zweiten Zone. Es treten im Normalbetrieb des Kessels Spitzen bis etwa 80 kW/m² auf. Lokal begrenzt wurden noch deutlich höhere Wärmeleistungen gemessen. Die stärkste Belastung erfährt das System bei der Müllaufgabe auf den leeren Rost. Vor dem Müll läuft eine „Feuerwalze“ voraus, die spezifische Rostbelastungen von bis zu 140 kW/m² mit sich bringt.

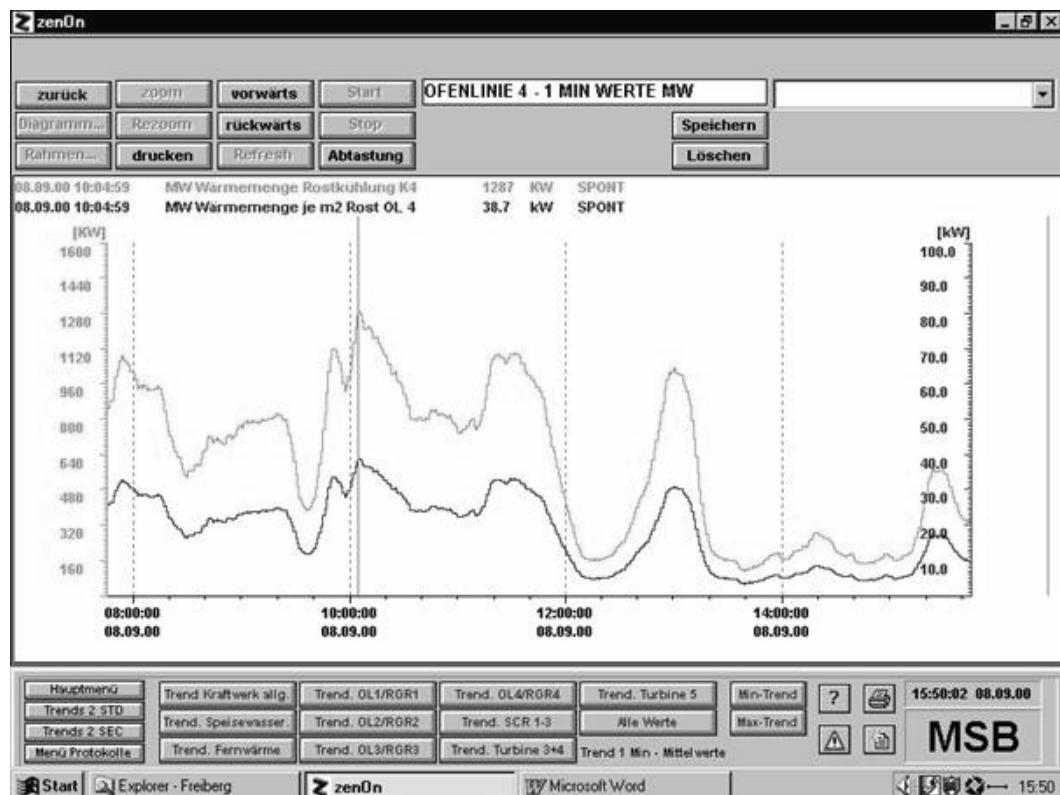


Abbildung 2: absolute und spezifische Wärmebelastung des wassergekühlten Rostes der Ofenlinie 4 im Normalbetrieb

Das Diagramm stammt aus einer Betriebsphase mit sehr feuchtem Müll, der sich auf dem Rost schlecht verteilen ließ und sozusagen Berge und Täler bildete. Bei der jüngsten Auslegung der Wasserkühlung wurden die Mittelbalken und die seitlichen Anschlussplatten einbezogen. Damit ergaben die folgenden Flächen und Wärmeleistungen:

Neben der durch die Umrüstung auf einen wassergekühlten Rost möglichen Erhöhung der Verfügbarkeit der Anlage wird die mechanische Mülldurchsatzleistung der

Kessel um den Anteil der über das Kühlwasser abgeführten Wärmemenge gesteigert, also um rund 1,5 – 2 %. Wenn diese Wärme sinnvoll genutzt werden kann, ist mit dieser Auskoppelung zusätzlich eine echte Steigerung des Gesamtwirkungsgrades verbunden.

Tabelle 4 Auslegungsdaten wassergekühlter Rost

	Ofenlinien 1 - 3	Ofenlinie 4
wassergekühlte Rostfläche (m ²)	20	27,02
Mittelbalken, Seitenwand etc. (m ²)	5	6,20
Fläche gesamt (m ²)	25	33,22
abzuführende Wärme (kW)		
Normalbetrieb	750 (30 kW/m ²)	1.000 (30,1 kW/m ²)
Spitzen	1.200 (48 kW/m ²)	1.600 (48,2 kW/m ²)
abzuführende Wärme in % der Kesselleistung		
Normalbetrieb	1,8 %	1,4 %
Spitzen	2,9 %	2,2 %

Wärmenutzung

Es wurden drei alternative Möglichkeiten der Wärmenutzung untersucht:

- Die Primärluftvorwärmung. Wegen des schlechten Wärmeüberganges auf die Luft wären in diesem Falle sehr große Wärmetauscherflächen erforderlich. Außerdem ist die aus dem Müllbunker angesaugte Luft stark mit Staub beladen. Wegen der Verschmutzung wären eine weitere Vergrößerung der Fläche und zusätzlich die Nachschaltung eines mit Dampf beheizten Wärmetauschers nötig geworden. Die hohen Investitionskosten und die betrieblichen Probleme bei der Abreinigung der Wärmetauscher ließen uns von dieser Möglichkeit Abstand nehmen.
- Die Nutzung der Wärme im Fernwärmekreislauf. Das Fernwärmesystem der Stadt Schwandorf wird mit Rücklauftemperaturen um 80 °C betrieben. Die Übertragung der Wärme aus der Rostkühlung auf dieses System ist grundsätzlich möglich. Da das Kühlungssystem jedoch für die Endausbaustufe, nämlich für die Kühlung von 4 Verbrennungsrosten ausgelegt werden sollte und die abgegebene Fernwärmeleistung in den Sommermonaten bis auf unter 2 MW zurückgehen kann, hätte eine zusätzliche Verlustkühlung installiert werden müssen.
- Übertragung der Wärme auf das Kesselspeisewasser. Die Menge an Kesselspeisewasser ist proportional der Kesselleistung und entspricht damit auch etwa der vom Rost abzuführenden Wärmemenge. Die treibende Temperaturdifferenz zwischen Kondensat (etwa 50 °C) und dem Kühlmedium ist hinreichend hoch, so dass keine übermäßig großen Wärmetauscherflächen zu in-

stallieren sind. Für die Aufheizung des Kesselspeisewassers wird normalerweise Niederdruckdampf eingesetzt, der mit der Übertragung der Wärme aus dem Rost auf das Speisewasser wenigstens zum Teil eingespart werden kann. Der thermische Gesamtwirkungsgrad wird damit, wie schon erwähnt, gesteigert.

Nach Abwägung aller Vor- und Nachteile wurde für die Müllverbrennungsanlagen in Schwandorf die dritte Möglichkeit, nämlich die Übertragung der Wärme auf das Kesselspeisewasser gewählt. Das Schaltschema ist in Abbildung 3 dargestellt.

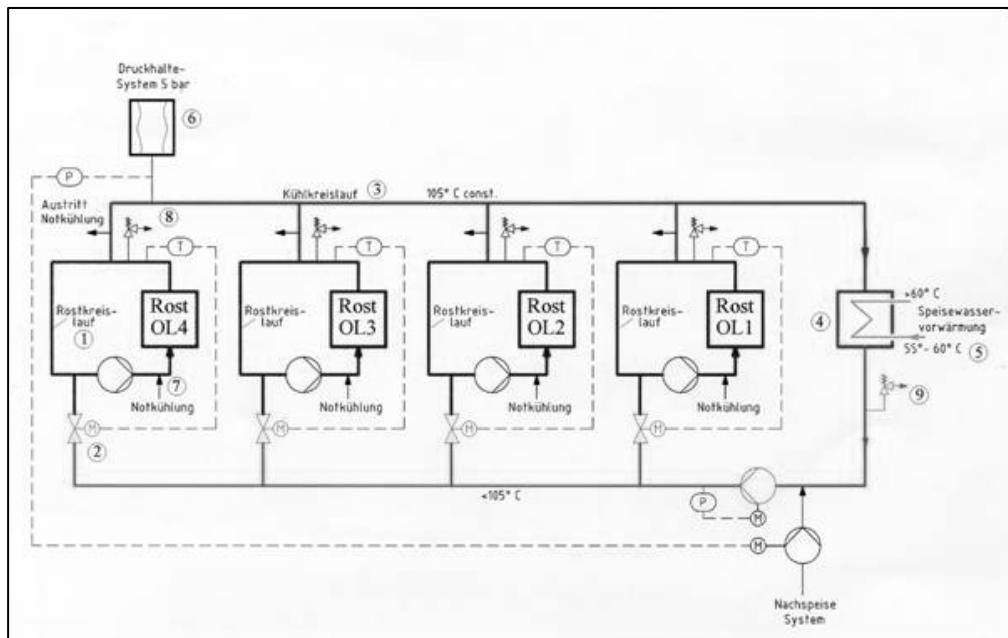


Abbildung 3: Schaltschema der Wasserkühlung der Roste der Ofenlinien 1 – 4

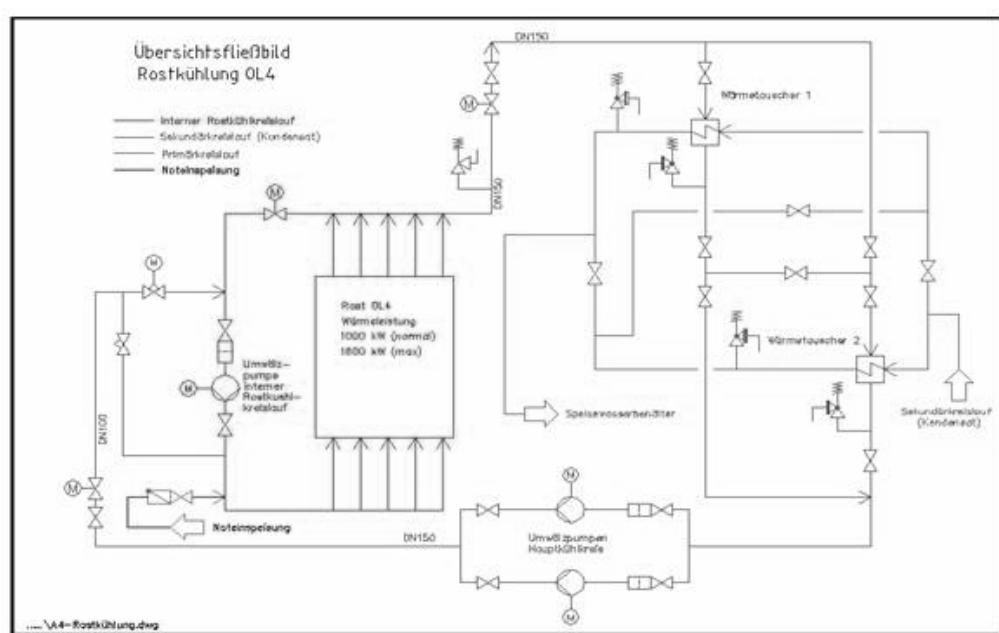


Abbildung 4: Schema der Wasserkühlung des Rostes der Ofenlinie 4

Im internen Kreislauf werden als Austrittstemperatur 105 °C angestrebt. Durch Nachspeisen von Wasser aus dem Hauptkühlkreis wird die jeweils aktuell benötigte Vorlauftemperatur (Etwa 90 – 95 °C) eingestellt. Die aufgenommene Wärme wird über die Wärmetauscher 1 und 2 auf das Turbinenkondensat übertragen.

Die Vorlauftemperatur wurde aus zweierlei Gründen so hoch wie möglich gewählt: Die Wärmeabgabe der Primärluft an das Kühlwasser sollte so gering wie möglich gehalten werden. Die Untersuchungen zeigen, dass bei einer Primärlufttemperatur von 130 °C und einer mittleren Kühlwassertemperatur von 100 °C etwa 3,5 kW/m² von der Luft auf das Kühlwasser abgegeben werden. Um diesen nicht gewollten Wärmeverlust gering zu halten, sollte die Vorwärmung der Primärluft nur auf die tatsächlich notwendige Höhe eingestellt werden. Die Wärmeaufnahme des Kühlwassers bzw. die Abkühlung der Primärluft in Abhängigkeit von der Kühlwassertemperatur bei einer konstanten Primärlufttemperatur von 130°C ist in Bild 5 dargestellt.

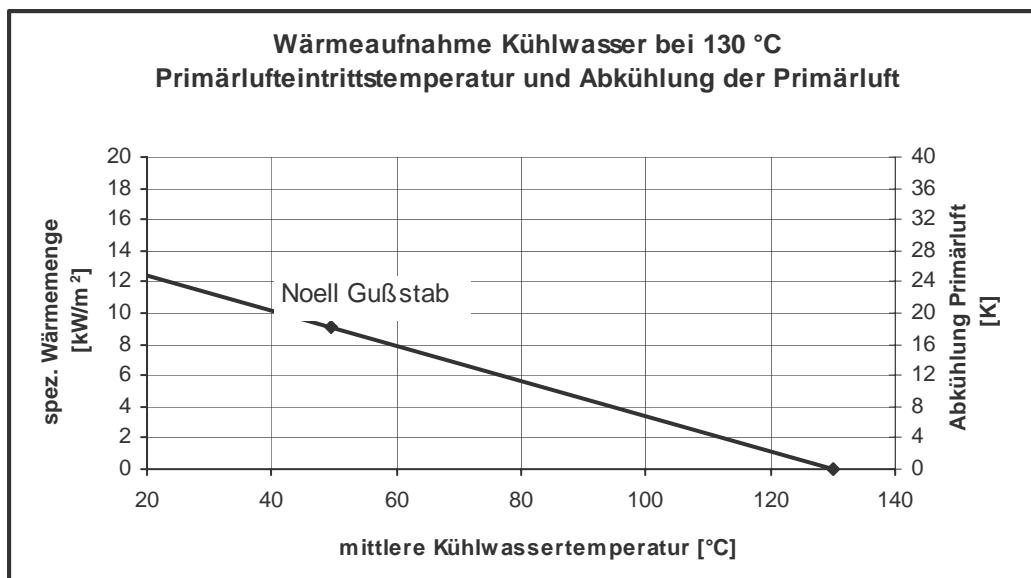


Abbildung 5: Wärmeabgabe der Primärluft an das Kühlwasser bzw. Abkühlung der Primärluft bei konstanter Primärluftvorwärmung auf 130 °C in Abhängigkeit von der Kühlwassertemperatur

Um Investitionsmittel einzusparen, wurde, wie schon erwähnt, eine möglichst große Temperaturdifferenz zwischen Kühlwasser und Turbinenkondensat gewählt. Um auch bei extrem hohen lokalen Wärmeleistungen das Sieden des Kühlwassers zu verhindern, wurde ein hoher Wasserdruck in der Auslaufsammelleitung (etwa 5,5 bar) angestrebt. Der Hauptkreislauf sowie die Wärmetauscher sind so ausgelegt, dass die wassergekühlten Roste der vier Schwandorfer Müllverbrennungslinien an diesen Kreislauf angeschlossen sind.

4 Druckbehälterverordnung

Obwohl wegen der Lage des Rostes eine Gefährdung von Personen und des Kessels auszuschließen ist, sind bei der Auslegung der Roststäbe und der übrigen wassergekühlten Teile und bei deren Installation einige Grundregeln der Druckbehälterverordnung zu beachten. Der Rost wird gemäß §8 der Druckbehälterverordnung in die Gruppe I mit den geringsten Anforderungen eingestuft, wenn folgende Bedingungen erfüllt sind:

- zulässiger Betriebsdruck < 25 bar
- Druck-Literprodukt p.l < 200 (bar.l)

5 Zusammenfassung

Der steigende Heizwert des Brennstoffs Müll, die hohen Verbrennungstemperaturen und der daraus resultierende hohe Verschleiß der Rostbeläge in den am stärksten beanspruchten vorderen Zonen der Verbrennungsroste waren Anlass, Untersuchungen über die Eignung von wassergekühlten Rostsystemen anzustellen. Folgende Argumente sprechen aus unserer inzwischen sechsjährigen Betriebserfahrung für die Installation von wassergekühlten Rosten:

- Senkung der Instandhaltungskosten: Der break-even rechnete sich für eine Standzeit des wassergekühlten Rostbelages von 30.000 Betriebsstunden. Wir dürfen heute mit einer Mindestlebensdauer von 50.000 Stunden rechnen.
- Erhöhung der Anlagenkapazität: Als Folge der Auskopplung von Wärme aus dem Kessel kann die Mülldurchsatzkapazität bei Nenndampfleistung entsprechend gesteigert werden. Für die Schwandorfer Verhältnisse bedeutet das eine Erhöhung der Müllmenge um etwa 1,5 % oder ca. 6.000 Jahrstonnen bei derzeit 400.000 t Verbrennungskapazität.
- Sofern die Reparatur der Rostbeläge die Dauer der Anlagenrevisionen entscheidend beeinflusst, hat der Einbau von wassergekühlten Rosten außerdem die Erhöhung der Verfügbarkeit zur Folge.
- Erhöhung des Gesamtwirkungsgrades: Mit der Nutzung der ausgetrennten Wärme zur Vorwärmung von Kesselspeisewasser wird Niederdruckdampf eingespart.
- Möglichkeit zur Reduzierung des Rauchgasvolumenstromes: Die Notwendigkeit zur Kühlung der Roststäbe durch die Primär Luft entfällt. Damit wird es möglich, die Primär Luftmenge zu reduzieren. Das eingesparte Luftvolumen kann zusätzlich als Sekundär Luft bei Problemen mit erhöhten CO-Gehalten verwendet werden. Andernfalls wird der gesamte Rauchgasvolumenstrom vermindert und damit die Rauchgasreinigungsanlage entlastet.

Die Vorlauf- und Rücklauftemperaturen des Kühlwassers sollten auf möglichst hohem Niveau gehalten werden, um den Wärmeübergang von der vorgewärmten Pri-

märluft auf das Kühlwasser zu minimieren. Das bedeutet, dass das System mit hohem Betriebsdruck zu betreiben ist. Bei der wärmetechnischen Auslegung sind lokale Spitzenbelastungen von bis zu 140 kW/m² bei der Inbetriebnahme des Kessels und 80 kW/m² im Normalbetrieb zu berücksichtigen.

6 Literatur

Marcard; W.: „Rostfeuerungen“, VDI-Verlag GmbH, Berlin 1934

Drexler, J.; Krüger, J.: „Wassergekühlte Rostsysteme im MKW Schwandorf“. VGB Kraftwerkstechnik 8 / 2000, S. 61 – 65

Drexler, J.: „Zusammenstellung der Betriebserfahrungen mit dem wassergekühlten Rost der Firma Noell im Müllkraftwerk Schwandorf nach 26.000 Betriebsstunden“. Präsentation „Wassergekühlter Verbrennungsrost“ am 05. und 06.11.1998 in Würzburg

Drexler, J.: „Vergleich der technischen Daten der wassergekühlten Roste der Firmen Noell, ABB und Stiefel im MKW Schwandorf nach einjähriger Betriebsdauer“. Interner MSB-Bericht (30.08.1998)

M. Faulstich, A. I. Urban, B. Bilitewski (Hrsg.)

**12. Fachtagung
Thermische Abfallbehandlung**

**Neue Additive in der Rauchgasreinigung
thermischer Prozesse**

Lutz-Peter Nethe
Texocon GbR Potsdam

Schriftenreihe des
Fachgebietes Abfalltechnik
Universität Kassel

1 Einleitung

Beginnend mit den ersten Regelungen des Schadstoffausstoßes aus Verbrennungsanlagen bis heute wurden die Grenzwerte immer weiter verschärft. Die Industrie hat mit erheblichem Aufwand neue Technologien entwickelt und eingeführt, was zwar einerseits aus umweltpolitischer Sicht sinnvoll war, andererseits aber immense Kosten beim Bau von Verbrennungsanlagen verursacht hat. Hatte man zu Beginn der 90iger Jahre noch die Idee, Rauchgasreinigungen durch mehrere nacheinander geschaltete Stufen immer effektiver zu gestalten, geht heute der Trend wieder zu einfachen und wirkungsvollen Technologien der Rauchgasreinigung.

Eine Lösung für dieses Problem ist der maßgeschneiderte Einsatz von Additiven in unterschiedlichen Stufen und Systemen der Rauchgasreinigung [Nethe 2002a]. Neben den bekannten und lange Zeit bewährten Additiven (Ab- und Adsorbentien) verlangen aber die gestiegenen Anforderungen nach neuen und innovativen Lösungen und damit nach neuen Entwicklungen auf diesem Sektor. Zwei dieser Entwicklungen sind Kalkhydrat mit großer äußerer Oberfläche (Turbokalk) und das mineralische Produkt Trass.

2 Turbokalk

Dass auch in der heutigen Zeit Weiterentwicklungen der Kalkprodukte neue Anwendungsmöglichkeiten eröffnen, zeigt die Wirkungsweise von Turbokalk, die den bisher gegangenen Weg der Herstellung von Kalk für die Rauchgasreinigung verändert und auf eine neue Basis hebt. [Stingl, Nethe 2006].

2.1 Stöchiometrischer Faktor

Der stöchiometrische Faktor stellt die mengenmäßige Beschreibung von chemischen Reaktionen dar. Hierbei werden die Mengen eines Stoffes berechnet, die bei der chemischen Reaktion entstehen beziehungsweise umgesetzt werden. Dieser Faktor hat auch in der Rauchgasreinigung eine ganz entscheidende Bedeutung.

Bei idealen Umsetzungsverhältnissen mit dem stöchiometrischen Faktor 1 werden folgende Mengen Kalkhydrat zur Abscheidung sauren Gasbestandteile benötigt:

$$\text{HF} = 1,85 \text{ kg/kg} \quad \text{HCl} = 1,01 \text{ kg/kg} \quad \text{SO}_3 = 0,93 \text{ kg/kg} \quad \text{SO}_2 = 1,16 \text{ kg/kg}$$

Da jedoch die Wirksubstanz Kalkhydrat in den verwendeten Produkten nicht 100 % beträgt und auch die Reaktionsbedingungen einen 100-%igen Umsatz nicht zulassen ist ein erhöhter Verbrauch für die gleiche Umsatzwirkung notwendig und damit eine

Erhöhung des stöchiometrischen Faktors [Mehlmann et al. 1989]. Um diesen Nachteil auszugleichen, ergeben sich bei sonst gleichen Randbedingungen vier Möglichkeiten:

- Erhöhung der Verweilzeit des Additivs im Abscheidesystem
- Konditionierung der Rauchgase
- Erzeugung frischer Additivoberflächen
- Veränderung der Additiveigenschaften

3 Reaktivitätserhöhung von Kalkprodukten

3.1 Erhöhung der Verweilzeit

Die Erhöhung der Verweilzeit des Kalkadditivs ist eine Voraussetzung zur besseren Ausnutzung der einzelnen Kalkpartikel. Unterschiedlichste Konzepte der verschiedenen Anlagenbauer sind inzwischen technisch umgesetzt worden, z. B.:

- Zirkulierende Wirbelschicht in der Rauchgasreinigung
- Umlenleinrichtungen in der Absorbentsdosierung
- Erhöhung des Druckverlustes am Gewebefilter
- Rezirkulation des Additivs

3.2 Konditionierung der Rauchgase

Durch die Konditionierung der Rauchgase bildet sich eine Hydrathülle um die Feststoffpartikel, wodurch die Reaktionskinetik gegenüber der reinen trockenen Dosierung außerordentlich begünstigt wird.

Die Konditionierung wird großtechnisch in unterschiedlichsten Verfahren umgesetzt. Einerseits erfolgt eine Erhöhung der relativen Abgasfeuchte durch eine Wassereindüsung, andererseits wurden in letzter Zeit Verfahren entwickelt, bei denen das rezirkulierende Absorbens angefeuchtet wird. Beispiele dafür sind:

- Wassereindüsung in einen Konditionierungsreaktor
- Wasserdampfeindüsung
- Sprühabsorption
- Abkühlung der Rauchgase im Wärmetauscher
- NID-Verfahren
- Befeuchtungsschnecke

3.3 Erzeugung frischer Additivoberflächen

Die durch Agglomeration entstandenen großen Kalkhydratstrukturen müssen im Rezirkulationsprozess wieder aufgebrochen werden, um freie Reaktanten an neu entstandenen frischen Additivoberflächen in die Chemisorption einzubeziehen. Technisch werden dazu unterschiedlichste Verfahren eingesetzt, die aber alle das Prinzip des Zerstörens der Agglomerate benutzen, z. B.:

- Kugelrotorverfahren
- Mischschnecken für Rezirkulat und Frischadditiv
- Umlenkbögen im Rauchgaskanal
- Rauchgaskanaleinbauten

3.4 Veränderung der Additiveigenschaften

Ein bedeutender Weg zur Verbesserung der Reaktivität der Kalkadditive ist eine Veränderung der Additiveigenschaften durch unterschiedliche mechanische oder chemische Behandlungen von frischem Kalkhydrat [Borgwarth 1985]. Folgende Verfahren sind z. B. bekannt:

- Aktivierung durch Zusatz anorganischer oder organischer Stoffe
- Mischungen mit anderen Substanzen
- Veränderung der Korngrößenverteilung
- Veränderung der Oberflächenstruktur
- Veränderung der Porenstruktur

Die Verbesserung der Umsatzrate durch Vergrößerung der Reaktionsfläche ist ein schon seit 20 Jahren bestrittener erfolgreicher Weg, der im Ergebnis zu Kalkhydraten mit einer großen spezifischen Oberfläche führten [Schmitz et al. 1984]. Kostenintensive Mahlprozesse, schonendes Brennen des Kalksteins und geeignete Auswahl der Löschbedingungen sind ebenfalls Möglichkeiten, die Reaktionsflächen und damit die spezifischen Oberflächen zu erhöhen [Mehlmann 1988].

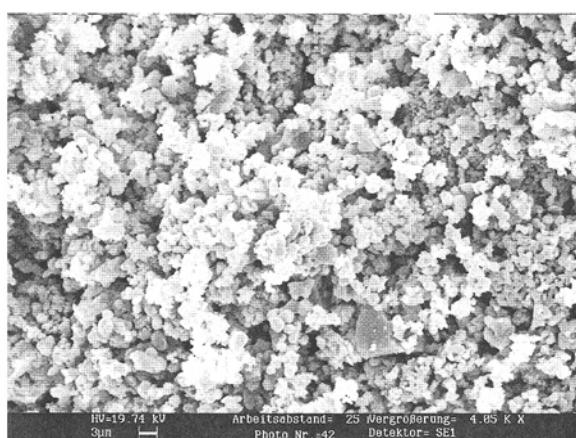


Abbildung 1: Große Partikelloberfläche bei frisch erzeugtem Kalkhydrat [Karpf et al. 2006]

4 Bedeutung der Partikeloberfläche

In der Welt der Chemie bestimmt die Partikeloberfläche, wie gut zwei Substanzen miteinander reagieren. Die Reaktivität vergrößert sich mit vergrößerter Oberfläche. Aus diesem Grund ist die Partikeloberfläche der wichtigste Maßstab zur Bestimmung der Absorptionseigenschaften eines Kalkadditivs. Eine Möglichkeit, die Absorptionsfähigkeit zu erhöhen ist die Vergrößerung der spezifischen und damit reaktionsfähigen Oberfläche des Kalkhydratpartikels. Ein weiterer Weg ist es, die äußere Oberfläche der Partikel zu erhöhen, da sich die Partikeloberfläche vergrößert, wenn die Partikelgröße sich verkleinert. Im Folgenden werden beide Möglichkeiten gegenübergestellt.

4.1 Innere Oberfläche / Porosität

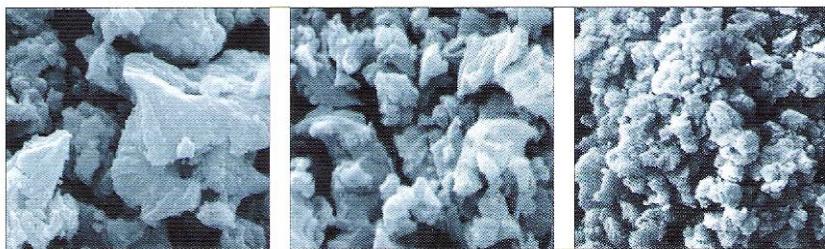
Für die Absorptionsprozesse spielt die spezifische Oberfläche eine bedeutende Rolle. Diese hängt zwar von der Feinheit der Partikel ab, daneben wird sie jedoch maßgeblich von der Porosität und Rauigkeit der Partikel sowie der Partikelform bestimmt. Die Bestimmung erfolgt nach der BET-Methode. Mit dem Verfahren der Gas-Adsorption, BET nach DIN 66 131, wird die Oberfläche über das Volumen einer monomolekularen Benetzungsschicht durch ein Gas, meist Stickstoff, bestimmt [Brunauer 1938]. Die Tabelle zeigt unterschiedliche spezifische Oberflächen nach BET:

Tabelle1: Spezifische Oberflächen nach BET

Absorbens / Adsorbens	Formel/Abkürzung	spezifische Oberfläche m ³ /g
Calciumoxid	CaO	1 - 3
Calciumhydroxid	Ca(OH) ₂	15 - 18
(Calciumhydroxid)	Spezial	35 - 45
Aktivkoks	AC	300 - 400
Aktivkohle	AK	500 - 1600
Zeolithe	Z	4 - 90

Deutlich sind die Unterschiede der spezifischen Oberfläche bei den kalkstämmigen Absorbentien und den oberflächenaktiven Adsorbentien zu erkennen.

Die folgenden Aufnahmen verdeutlichen die Oberflächenvergrößerung durch Produktion unterschiedlicher Kalkhydrate.



Normalhydrat 20 m²/g

Sorbacal® A 35 m²/g

Sorbacal® SP 48 m²/g

Abbildung 2: Unterschiedliche Kalkhydrate [Rheinkalk]

Neben der Partikelgrößenbestimmung und der Ermittlung der spezifischen Oberfläche kann eine Porenanalytik wichtige Hinweise auf die Reaktivität und die Ab- und Adsorptionskapazität geben. Die folgende Tabelle zeigt die Porosität ausgewählter Ab- und Adsorbentien:

Tabelle 2: Porosität und Porenvolumen

Porosität	%	Porenvolumen cm ³ /g
(Mittelwerte)		
CaCO ₃	1,1	0,02
Gneiss	8,2	
Quarzit	22,0	
Suevit (Trass)	28,0	0,25
CaO	35,0	
Ca(OH) ₂	60,5	0,08
Ca(OH) ₂ spezial		0,20
Herdofenkoks		0,4 - 0,62
Aktivkohle		0,5 - 2
Zeolithe		0,06 - 0,09
Bentonite		0,2 - 0,4

Doch nicht nur Porosität und Porenvolumen spielen eine große Rolle, sondern insbesondere bei der kombinierten Ab- und Adsorption auch die Porenradienverteilung. Über die Schaffung von entsprechend den Molekülgrößen angepassten Eingangsporen und längeren Verweilzeiten im Rauchgasstrom wird den Molekülen eine Wanderungsbewegung in das Innere des Partikelkorns ermöglicht, um im Inneren freie aktive Oberflächen zur Chemisorption zu nutzen.

Sind die Eingangsporen zu klein, kann ein Molekül nicht ins Innere des Korns gelangen und verstopft die Eingangsporen. Ebenso kann eine Verstopfung durch die Volumenvergrößerung der Reaktionsprodukte erfolgen. Ein entsprechend großes Porenvolumen mit entsprechend großen Eingangsporen können sehr hohe Schadstoffbeladungen ermöglichen bevor alle freien reaktiven Oberflächen belegt sind.

Methoden der Vergrößerung der spezifischen Oberfläche

Die spezifische Oberfläche von Kalkhydrat ist abhängig vom Brenngrad des Ausgangskalkes [Staley 1946]. Die Oberfläche nimmt mit steigender Reaktionsfähigkeit des Kalkes zu. Das ist der Grund, dass unterschiedliche Kalkwerke trotz vergleichbarer Technik Kalke mit unterschiedlichen spezifischen Oberflächen produzieren. Dieser Effekt kann aber nur in engen Grenzen genutzt werden, da mit der Erhöhung der Reaktionsfähigkeit die Agglomeration des Kalkes zunimmt.

Wichtigster Schritt bei der Herstellung von Kalkhydraten mit einer großen spezifischen Oberfläche ist ein entsprechendes Trockenlöschverfahren des CaO in ausgesuchten Löschanlagen. Durch den Zusatz von organischen Lösungsmittel/ Wasser-Gemischen zum Löschwasser kann die Oberfläche signifikant vergrößert werden.

Eine weitere Methode besteht im Mischen von Standardkalkhydrat mit oberflächenaktiven Substanzen, z. B. Aktivkoks oder Aktivkohle. Zwar wird damit im gesamten Partikelkollektiv die spezifische Oberfläche erhöht, diese steht aber zu absorptiven Prozesse nicht zur Verfügung, da die Oberflächenerhöhung allein über die adsorptive Komponente erfolgt, wie die folgende Tabelle zeigt [Nethe 2005]:

Tabelle 3: BET Oberflächen von Mischprodukten

Mischadsorbentien	BET-Oberfläche m ² /g
95 % Kalkhydrat 5, % Herdofenkoks	34
90 % Kalkhydrat, 10 % Herdofenkoks	48
80 % Kalkhydrat, 20 % Herdofenkoks	76
95 % Kalkhydrat, 5 % Aktivkohle	84

Allen Methoden ist jedoch gemein, dass ein Kalkadditiv produziert wird, dass zwar entsprechend der Affinitäten für die Abscheidung von HF und HCl sehr gut und spontan geeignet sind, jedoch für die Abscheidung von SO₂ eine entsprechende Verweilzeit benötigt. Neben der Verweilzeit ist für die SO₂ –Abscheidung auch eine der Molekülgröße angepasste Porenstruktur notwendig, ohne die eine Ausnutzung der freien Kalkoberfläche im Inneren des Kalkpartikels nicht möglich ist. Eine Lösung für das Problem ist die Herstellung eines Kalkproduktes mit einer sehr großen äußeren Oberfläche.

4.2 Äußere Oberfläche

Hohe Reaktivitäten bieten Stoffe, die im Verhältnis zu ihrer Masse über eine extrem große Oberfläche verfügen. Solche so genannten hochoberflächigen Stoffe eröffnen vielfältige Anwendungsmöglichkeiten.

Die geringe Größe von Partikeln ist einer der Hauptgründe für besondere Eigenschaften. Die relative Oberfläche nimmt mit abnehmender Teilchengröße zu. Aus diesem Grund haben Partikelkollektive aus sehr kleinen Einzelpartikeln eine extrem große Oberfläche, die das Verhalten maßgeblich beeinflusst.

Bei kleinsten Partikeln liegt im Gegensatz zu großen Partikeln ein größerer Teil der freien und für die Reaktion notwendigen Reaktanten an der Partikeloberfläche. Diese Oberflächenatome sind mangels Bindungspartnern sehr reaktionsfreudig.

Wenn ein Material in der Form sehr kleiner Partikel vorliegt, können sich seine Eigenschaften deutlich von denen unterscheiden, die es als „großer Brocken“ hat. Ein Grund dafür ist, dass sich der Stoffübergangskoeffizient der heterogenen Oberfläche eines porösen Stoffsystems als Produkt

- des Stoffübergangskoeffizienten der homogenen Oberfläche eines Einphasensystems und
- eines Flächennutzungsfaktors, der den Anteil der für den Stoffübergang zur Verfügung stehenden Fläche an der Gesamtoberfläche kennzeichnet, zusammensetzt. Der Stoffübergangskoeffizient der homogenen Oberfläche ist daher mit ihrer geometrischen Gestalt verbunden.

Für den Bereich des Einsatzes von kalkstämmigen Additiven in der Rauchgasreinigung zur Abscheidung saurer Gasbestandteile bedeutet eine Verringerung der Teilchengröße und damit eine Erhöhung der äußeren Oberfläche eine deutliche Erhöhung der Reaktivität der Kalkpartikel, wie folgende schematische Darstellung zeigt:

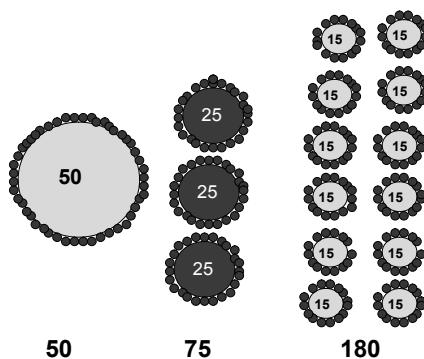


Abbildung 3: Erhöhung der Anzahl freier Reaktanten durch Oberflächenvergrößerung

Dadurch ergeben sich wesentliche zusätzliche Effekte:

- Erhöhung der freien Reaktanten an der Partikeloberfläche
- Bessere Nutzung der freien Reaktanten für die Chemisorption
- Erhöhung der Spontanität gegenüber sauren Gasbestandteilen

Methoden der Vergrößerung der äußeren Oberfläche

Die Herstellung von kalkstämmigen Produkten mit einer großen äußeren Oberfläche erfolgt immer durch mechanische Prozesse ohne Hinzufügen von Chemikalien [Schiele, Berens 1972].

- Trockenes Vermahlen von Branntkalk
- Vermahlen von Kalkhydrat
- Sichten von Kalkhydrat

Die Reaktivität und damit auch die Korngröße von Branntkalk hängen entscheidend vom Brennprozess ab. Ein nachträgliches Aufmahlen des Branntkalkes kann in Prall- oder Hammermühlen erfolgen, ein Feinmahlen mit Rohr- oder Rollenmühlen.

Nachteilig in dieser Variante ist jedoch, dass im nachfolgenden Löschen zu Kalkhydrat eine starke Agglomeration der feinen Partikel erfolgt und somit die durch das Aufmahlen einmal erzeugte äußere Oberfläche nicht mehr gegeben ist.

Das Vermahlen von bereits produziertem Kalkhydrat ist zwar möglich, aber nur in einem stark begrenzten Bereich. Hauptproblem dabei ist die Verschiebung des Kornbandes in den sehr feinen Bereich bis 1 µm. Das führt zu einem starken Agglomerieren der Partikel bis hin zum Verbacken ganzer Partikelkollektive. Ihre Größe reicht von wenigen µm bis zu mehreren zehntel Millimetern bei erheblich schwankenden Festigkeiten [Zander 1958]. Diese Verbackungen behindern das Fließverhalten des Kalkhydrates und führen zu Verstopfungen und Brückebildung in Silo, Ausstragsorganen und Förderleitungen [Ohnemüller 1972].

Eine weitere Methode ist das Sichten von Kalkhydrat. Dabei wird das obere Kornband, also die so genannte Grobfraktion, die weniger reaktiv ist, fast vollständig aus dem Kornband entfernt. Gleichzeitig darf aber keine Verschiebung zur Feinfaktion erfolgen, sondern eine deutliche Erhöhung der Mittelkornfraktion. Dadurch wird das starke Agglomerieren superfeiner Partikel wirksam verhindert und das Fließverhalten des Kalkhydrates nicht negativ beeinflusst.

Die folgenden Bilder verdeutlichen die Unterschiede zwischen einem Standardkalkhydrat 1 und dem Spezialprodukt Otterlit (Turbokalk)

Deutlich ist zu erkennen, dass beim Kalkhydrat 1 (gelb) nochmals ein Pik im größeren Kornbandbereich zu finden ist. Bei Otterlit (rot) ist dieser Pik durch den Sichtungsprozess entfernt worden. Da die Partikel nun im kleinen und mittleren Partikelbereich konzentriert sind, ist eine Vergrößerung der äußeren Oberfläche um mehr als 65 % gegenüber Kalkhydrat 1 zu verzeichnen.

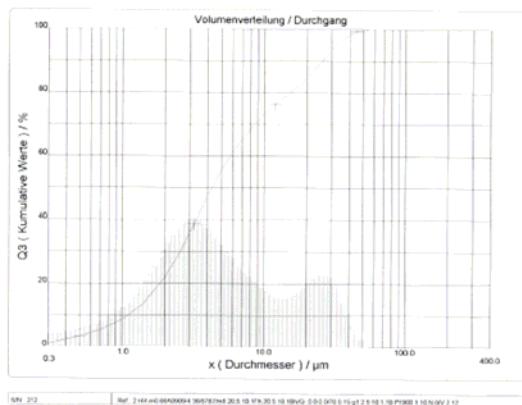


Abbildung 4: Kornverteilung Kalkhydrat 1

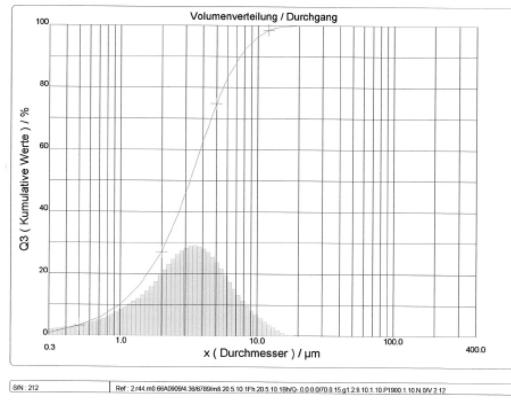


Abbildung 5: Spezialkalk Otterlit

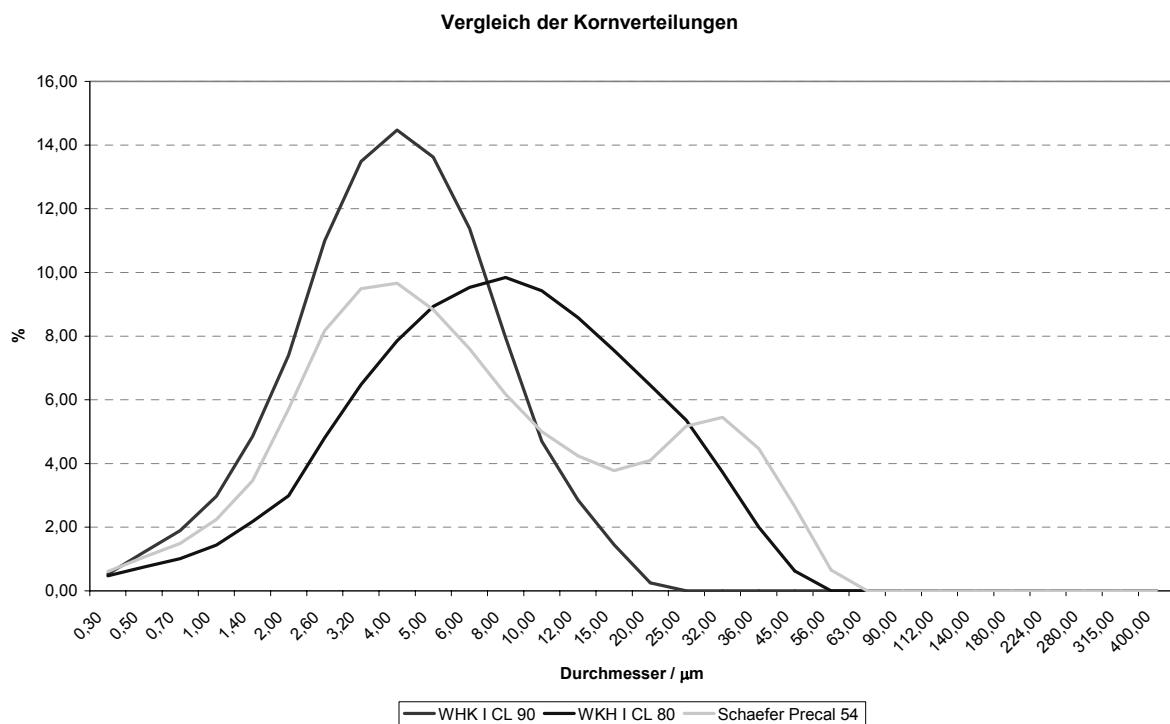


Abbildung 6: Kornverteilungen unterschiedlicher Kalkhydrate

Das zeigen auch Vergleiche unterschiedlicher Kalkhydrate, die sich insbesondere in den spezifischen inneren Oberflächen nach BET deutlich unterscheiden:

Otterlit	8 - 10 m^2/g
Kalkhydrat 1 (K1)	18 - 20 m^2/g
Kalkhydrat 2 (K2)	35 - 38 m^2/g
Kalkhydrat 3 (K3)	45 - 48 m^2/g

Nach bisher vorherrschender Meinung dürfte ein Kalkhydrat mit niedrigen BET- Werten keine ausreichende Chemisorption saurer Gasbestandteile im Rauchgas bewirken. Dies ist jedoch, wie auch der großtechnische Einsatz beweist, nicht der Fall. Durch die Vergrößerung der äußeren Oberfläche werden erheblich mehr Reaktanten in die Chemisorption einbezogen, so dass eine ausreichende Abscheidung saurer Gasbestandteile erfolgt. Die folgenden REM Aufnahmen verdeutlichen die unterschiedlichen Oberflächenstrukturen.

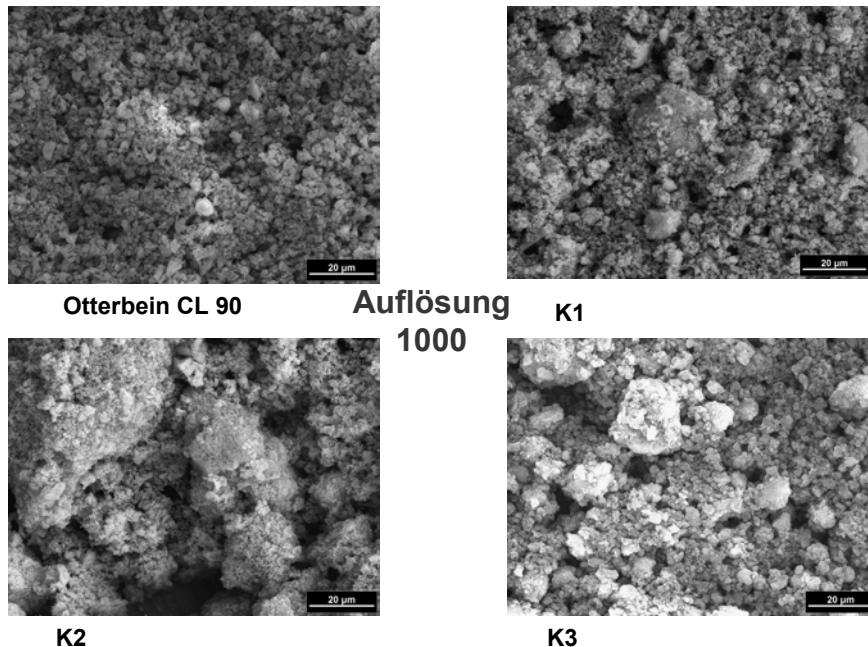


Abbildung 7: REM Aufnahmen unterschiedlicher Kalkhydrate mit Auflösung 1000

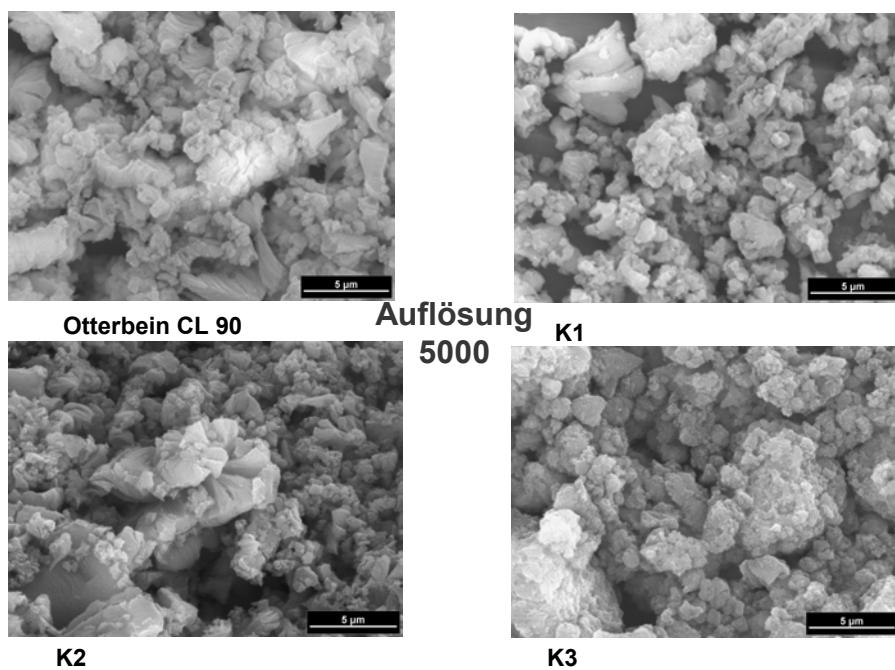


Abbildung 8: REM Aufnahmen unterschiedlicher Kalkhydrate mit Auflösung 5000

Betrachtet man die REM Aufnahmen mit einer 5000er Auflösung so fallen signifikante Strukturunterschiede auf.

Bei Otterlit (Turbokalk) sind deutlich die scharf abgegrenzten Partikelkanten zu erkennen, die kein Agglomerieren der Partikel zulassen. Damit sind weitere an den Oberflächen liegende Reaktanten frei zugänglich und an der spontanen Chemisorption beteiligt. Insbesondere beim Einblasen des Additivs in den Rauchgasstrom und der entsprechenden Verwirbelung und Verteilung werden diese Oberflächen frei zugänglich gemacht.

Beim K1 sind allein durch die größeren Partikel weniger Reaktanten beteiligt. Hinzu kommen Agglomerierungseffekte, die beim K2 noch viel stärker ausgeprägt sind. Das hat zur Folge, dass abzuscheidende Moleküle nicht bis an die nun innen liegenden Reaktanten gelangen können. Dazu wären lange Verweilzeiten notwendig, die in der Praxis aber nicht gegeben sind. Der Anlagenbau hat sich bisher damit geholfen, Techniken zum Aufbrechen der Agglomerate zu installieren.

Beim K3 erkennt man an der so genannten „Blumenkohlstruktur“, dass hier Partikel mit großen Eingangsporen erzeugt wurden, um den Molekülen einen Weg in das Innere des Partikels zu bahnen. Aber auch hier sind längere Verweilzeiten notwendig, um diesen Prozess zu ermöglichen. Da aber die Reaktionsprodukte der Chemisorption ein deutlich größeres Volumen haben als die Ursprungsmoleküle, werden diese Eingangsporen durch die Reaktionsprodukte verstopft und können somit keine weiteren Moleküle in das Innere der Partikel gelangen lassen.

Gleichzeitig werden aber auch die Agglomerate und die deutlich ausgeprägten sehr großen Partikel sichtbar, die nur wenig an der Chemisorption teilnehmen. Einerseits sind diese zu groß und fest in der Struktur, zum anderen haben sie nicht die notwendigen Eingangsporen wie die deutlich kleineren Partikel.

5 Resultate

Otterlit(Turbokalk) kann bevorzugt in der Rauchgasreinigung zur Abscheidung saurer Gasbestandteile eingesetzt werden. Durch die außen an der Partikelloberfläche liegenden Reaktanten entwickelt Otterlit eine große Spontaneität auf im Abgasstrom vorhandene Moleküle, insbesondere HCl.

Damit lassen sich vor allem bei Anlagen mit schwankenden Abgaswerten (z.B. Biomasseverbrennungsanlagen) schnell und sicher auftretende Spitzen abfangen. Die nachfolgenden Aggregate in der Rauchgasreinigungsanlage (z.B. Gewebefilter) können entlastet werden und somit gleichmäßiger betrieben werden.

In ersten Versuchen in der Müllverbrennungsanlage wurde normales Kalkadditiv mit einer BET-Oberfläche von 22 m²/g durch ein Kalkadditiv mit großer äußerer Oberfläche ersetzt. Folgende Ergebnisse konnten erreicht werden:

- Einhaltung aller Emissionsgrenzwerte
- Beibehaltung des stöchiometrischen Faktors
- Gutes Fließverhalten
- Bessere Wirtschaftlichkeit durch günstigeren Preis

6 Trass

Dem Einsatz von Kohlenstoffen sind bei hohen Rauchgastemperaturen aus Sicherheitsgründen Grenzen gesetzt. Da im Zuge der Installation von einfachen Rauchgasreinigungssystemen ohne Wärmenutzung Rauchgastemperaturen von mehr als 200° C erreicht werden, müssen nichtbrennbare Adsorbentien eingesetzt werden.

In bestimmten Einsatzfällen ist es notwendig, neben den Ab- und Adsorbentien Inertmaterialien einzusetzen, die das Abscheideverhalten deutlich verbessern können oder überhaupt erst einen Einsatz in bestimmten Stufen der Rauchgasreinigung ermöglichen [Nethe 2000]. Für die Eindämmung des Risikos eines Glimmbrandes insbesondere in Festbettfiltern, aber auch in Gewebefiltern, kann der Zusatz eines inerten Materials zur kohlenstoffhaltigen Komponente erfolgen. Eines dieser Inertmaterialien ist Trass.

Auf Grund von Unterschieden in der Zusammensetzung und insbesondere in der Porenstruktur hat sich in der Rauchgasreinigung der bayerische Trass durchgesetzt. Insbesondere die unterschiedlichen Schüttdichten – Suevit 0,65 kg/dm³ gegen Rheinischer Trass 0,7 bis 1,0 kg/dm³ verhindern einen Einsatz von Rheinischem Trass in Mischungen mit Kalkhydrat für die Rauchgasreinigung.

Die folgende Tabelle zeigt die chemische Charakterisierung (angegeben als Oxide) von Suevit [Märker Kalkwerk] und Rheinischem Trass [Merkblatt 2004], wobei der SiO₂-Anteil im Suevit deutlich höher ist, als im Rheinischen Trass.

Tabelle 4: Chemische Zusammensetzung

Suevit				Rheinischer Trass			
SiO ₂	63	-	69%	SiO ₂	50	-	60%
Al ₂ O ₃	12	-	6%	Al ₂ O ₃	17	-	19%
CaO	3,5	-	9%	CaO	<	5%	
Fe ₂ O ₃	4	-	6%	Fe ₂ O ₃	3	-	5%
MgO	2	-	4%	MgO	5	-	8%
SO ₃		≤	1,5%	SO ₃		≤	1%

Aber auch die mineralische Struktur unterscheidet sich sehr stark.

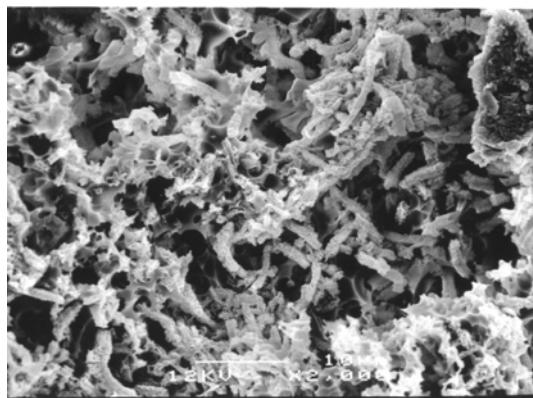


Abbildung 9: REM Aufnahme Suevit

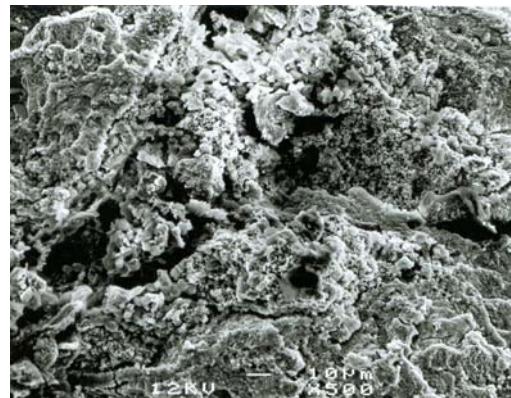


Abbildung 10: REM Aufnahme Rhein. Trass

7 Eigenschaften von Suevit

Suevit ist sehr alkaliarm, so dass sich keine Salze bilden können. Er zeichnet sich durch ein hohes Wasserdampfdruckhaltevermögen aus, das durch das große Porenvolumen und die hohe Porosität bedingt ist.

Über ein dichtes Nadelfilz von Kristallen erfolgt eine Poren verstopfende Wirkung gegenüber Wasser, ohne jedoch die Wasserdampfdiffusion zu beeinträchtigen [Kavasch 1996].

Entscheidend für die adsorptive Wirkung in der Rauchgasreinigung ist aber nicht die chemische Zusammensetzung, sondern sind das Porenvolumen und die Porosität [Nethe 2005].

Tabelle 5: Porenvolumina im Vergleich (Mittelwerte)

Porosität	%	Porenvolumen cm ³ /g
CaCO ₃	1,1	0,02
Gneiss	8,2	
Quarzit	22,0	
Suevit	28,0	0,25
Rhein. Trass	18,2	0,15
CaO	35,0	
Ca(OH) ₂	60,5	0,08
Spongiacal		0,20
Herdofenkoks		0,4 - 0,62
Aktivkohle		0,5 - 2
Zeolithe	9,3	0,06 - 0,09
Bentonite	11,0	0,02 - 0,04

Dieses hohe Porenvolumen und die große Porosität von Trass ermöglichen eine hohe und lang anhaltende Wasserspeicherung und eine Abgabe als Wasserdampf an die umgebende Atmosphäre.

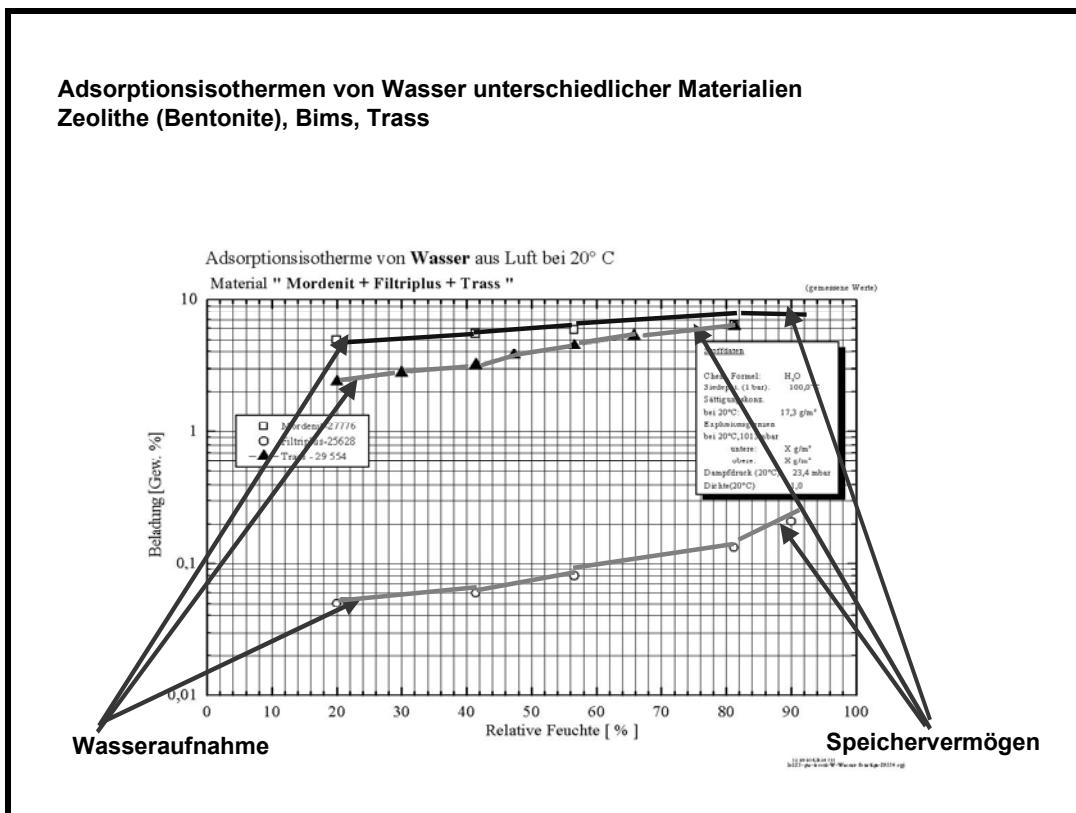


Abbildung 11: Wasserspeichervermögen [Nethe 2000]

7.1 Einsatzmöglichkeiten

Flugstromverfahren

Die bemerkenswerten Eigenschaften von Trass können zum Beispiel in der Rauchgasreinigung mit pulverförmigem Trass (Trassmehl) allein, aber insbesondere auch in Mischprodukten genutzt werden. So ermöglicht der Einsatz von Trass die Adsorption von langkettigen Kohlenwasserstoffen z.B. zur Rauchgasentfärbung oder zur Geruchsminimierung. Trass ist für die Aufnahme einer ganzen Reihe von Molekülen und Verbindungen geeignet:

- Adsorption langkettiger Moleküle
 - Kohlenwasserstoffadsorption
 - Aufnahme kondensierter Säuren
 - Hohes Wasseraufnahmevermögen
 - Hohes Wasserspeichervermögen
 - gute Wasserdampfdiffusion

Im Bereich der Verbrennungsanlagen ermöglicht ein Anteil von Trass durch das hohe Wasseraufnahmevermögen eine taupunktnahe Fahrweise, ohne dass es zu Verbackungen und Verklumpungen am Filter kommt [Nethe 2002b]. Folgende Anwendungsmöglichkeiten ergeben daraus sich für den Einsatz von Trass:

- Rauchgasreinigung mit taupunktnaher Fahrweise
- Adsorption von Aerosolen
- Rauchgasentfärbung
- Geruchsminimierung
- Precoating von Filterschlüchten
- Konservierung von Filterschlüchten
- Auflockerung von Filterkuchen

Die folgenden Beispiele zeigen Anwendungen im Flugstromverfahren mit unterschiedlichen Mischungsverhältnissen in Additiven:

Tabelle 6: Anwendungsbeispiele

Müllverbrennungsanlagen	Sonderabfallverbrennungsanlagen
50 % Trass, 50 % AK	35 % Trass, 10 % AK, 55 % Kalkhydrat
20 % Trass, 80 % Kalkhydrat	60 % Trass, 20 % AK, 20 % Kalkhydrat
10 % Trass, 10 % AK, 80 % Kalkhydrat	35 % Trass, 35 % AC, 40 % Kalkhydrat
Klärschlammverbrennungsanlagen	Industrieanlagen
30 % Trass, 4 % ACS, 66 % Kalkhydrat	20 % Trass, 80 % Kalkhydrat
25 % Trass, 10 % AK, 65 % Kalkhydrat	40 % Trass, 60 % Kalkhydrat
30 % Trass, 15 % ACS, 55 % Kalkhydrat	65 % Trass, 35 % AK
15 % Trass, 10 % AK	100 % Trass

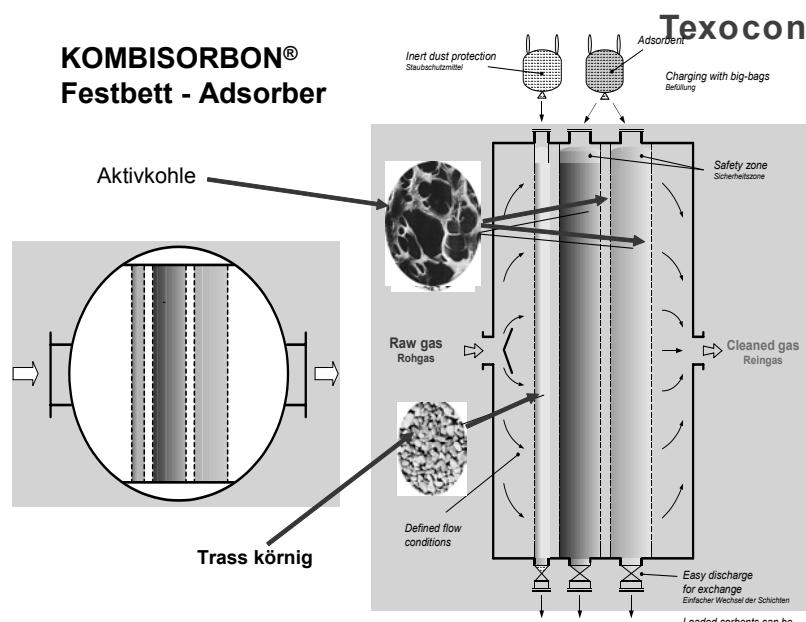


Abbildung 12: Suevit-Einsatz im Festbettfilter

Festbettverfahren

Für Festbettfilter kann Trass körnig in einer ersten Schicht oder als alleiniges Adsorbens neben der Staubschutzfunktion auch zur Abscheidung von Aerosolen eingesetzt werden. Durch das hohe Aufnahmevermögen für Feuchtigkeit und Kohlenwasserstoffe erfolgt keine Verbackung innerhalb der Schüttung und eine Durchströmung ist gewährleistet [Nethe 2001]. Trotz des geringen Schüttgewichtes ist Trass sehr abriebfest und führt bei Bewegungen in Schüttungen nur zu geringer Feinststaubbildung [Nethe 2001].

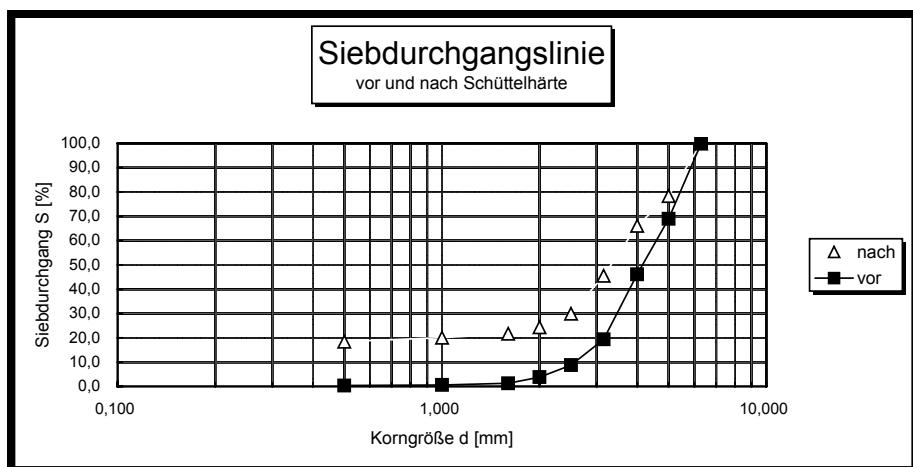


Abbildung 13: Abriebfestigkeit von Suevit

8 Zusammenfassung

Die Fokussierung auf die Herstellung von Kalkadditiven mit großer innerer Oberfläche war lange Zeit der Erfolg versprechende Weg zur Erhöhung der Reaktivität von Kalk und damit der verbesserten Abscheidung saurer Gasbestandteile.

Mit der Entwicklung von Kalkprodukten mit einer großen äußeren Oberfläche wird nun der Weg zu einem kostenoptimalen und spontan wirkenden Additiv eingeschlagen. Durch die nun in großer Anzahl frei an der Oberfläche liegenden Reaktanten lassen sich Emissionsspitzen schnell abfangen und Rauchgasreinigungsanlagen gleichmäßiger und Grenzwert einhaltend fahren. Trass hat mit seinen Eigenschaften neben den Einsätzen in unterschiedlichen Bereichen des Bauwesens eine sich stark erweiternde Funktion im Umweltschutz und insbesondere in der Rauchgasreinigung von thermischen Prozessen erlangt. Und noch längst sind nicht alle Eigenschaften dieses Multifunktionsminerals erforscht.

9 Literatur

- Borgwarth, R.H, Bruce, K.R., Blake, J.: EPA Experimental Studies of the Mechanism of Sulphur Capture by Limestone. EPA-600/9-85-020b, 1985
- Brunauer, Emmet, Teller: Adsorption of Gases in Multimolecular Layers. J. Am. Chem. Soc., 60. Jg, 1938: 309
- Datenblatt Trass Märker Kalkwerk Harburg
- Karpf, R., Dütge, V.: Prozessoptimierung an kalkbasierenden Rauchgasreinigungsverfahren. VDI Wissensforum 435918, München 2006
- Kavasch, W.-D.: Meteoritenkrater Ries. Donauwörth (Auer Verlag) 1996
- Mehlmann, M.: Untersuchung der Effektivität von Kalkprodukten für die trockene Rauchgasreinigung. Dissertation TU Clausthal 5.1.1988
- Mehlmann, M., Peschen, N.: Kalkprodukte und ihre nutzbaren Eigenschaften für die Abgasreinigung hinter Müllverbrennungsanlagen. BVK 11, 1989
- Merkblatt Anforderungen an Bodenschätzungen zur Einstufung als grundeigene Bodenschätzungen nach BBergG vom 1.12.2004
- Nethe, L.-P.: Neutralisationsmittel für die trockene und quasitrockene Rauchgasreinigung im Vergleich. VDI-Seminar, BAT - und preisorientierte Dioxin-/Gesamtemissionsminimierungstechniken 2000. München, 14./15.9.2000
- Nethe, L.-P.: Flue Gas Cleaning Using Carbonaceous Material. Filtration Conference 2001. Chicago (USA), December 4-6, 2001
- Nethe, L.-P.: Die Bedeutung von Additiven in thermischen Prozessen. VDI-Seminar, BAT - und preisorientierte Dioxin-/Rauchgasreinigungstechniken für Verbrennungs- und Feuerungsanlagen. München, 19./20. 9. 2002 [2002a]
- Nethe, L.-P.: Optimierte einfache Rauchgasreinigung im Flugstromverfahren bei hohen Temperaturen durch den Einsatz von nichtbrennbaren Adsorbentien Inspec Fibres Meeting Flue Gas Purification. Pichlarn (Österreich), 27.5.2002 [2002b]
- Nethe, L.-P.: Der Einsatz von Sorbentien im gesamten System von Abgasreinigungsanlagen. Tagung Trockene Abgasreinigung. Essen (Haus der Technik), November 2005
- Ohnemüller, W.: 10. Tagung des BVK. Köln 1972
- Rheinkalk Informationen. Sonderdruck aus Euroheat & Power
- Schiele, E., Berens, L.: Kalk – Herstellung, Eigenschaften, Verwendung. Düsseldorf (Verlag Stahleisen) 1972
- Schmitz, F., Hennecke, H.P. u.a.: Trockengelöschtes Kalkhydrat mit großer Oberfläche. ZKG 37 (1984), 10
- Staley, H.R.: Micrometrics of lime. 28th Annual Convention of NLA 1946
- Stingl, U., Nethe, L.-P.: Turbokalk – Spezialkalk mit hoher Reaktivität zur Absorption saurer Gasbestandteile. Seminar Trockensorption, Essen (Haus der Technik) 6.11.2006
- Zander, H. von: ZKG 11, 1958: 41-45

M. Faulstich, A. I. Urban, B. Bilitewski (Hrsg.)

**12. Fachtagung
Thermische Abfallbehandlung**

**Optimierungsmaßnahmen zur Steigerung
des Wirkungsgrades
(Beispiel AVI-Amsterdam und HR-AVI)**

Dipl.-Ing. Jörn Wandschneider
wandschneider + gutjahr ingenieurgesellschaft mbh
Hamburg

Schriftenreihe des
Fachgebietes Abfalltechnik
Universität Kassel

1 Einleitung

Der elektrische Netto-Wirkungsgrad, der sich realistisch für eine Neubau-MVA darstellen lässt, beträgt etwa 30 %. Hierbei handelt es sich um einen technisch plausiblen Wert, der bei einer üblichen und wirtschaftlich notwendigen Betriebssicherheit und Verfügbarkeit erreicht werden kann. Die entsprechende Technologie wird derzeit in der HR-AVI in Amsterdam umgesetzt. Noch höhere Wirkungsgrade wären bereits heute möglich. Allerdings steigen die Kosten überproportional, insbesondere in Folge von Kesselverschleiß und Produktionsausfall bzw. durch die entsprechend teuren Gegenmaßnahmen.

Typische derzeitig betriebene MVA erreichen elektrische Wirkungsgrade von netto etwa 18 bis 22 %. Zum Vergleich wird bewusst der elektrische Netto-Wirkungsgrad als Bezugsgröße herangezogen, da sich diese Werte konkret umschreiben und gut vergleichen lassen. Für die wünschenswerte Kraft-Wärmekopplung sind Prüfungen des Einzelfalles nötig, da sich die individuellen Randbedingungen hier besonders stark auswirken und rein zahlenmäßige Vergleiche verfälschen.

Es gibt eine deutliche Abhängigkeit der Wirtschaftlichkeit vom Wirkungsgrad, die wesentlich von den Stromerlösen bestimmt ist. Die folgende Graphik (Abbildung 1) zeigt den prinzipiellen Zusammenhang.

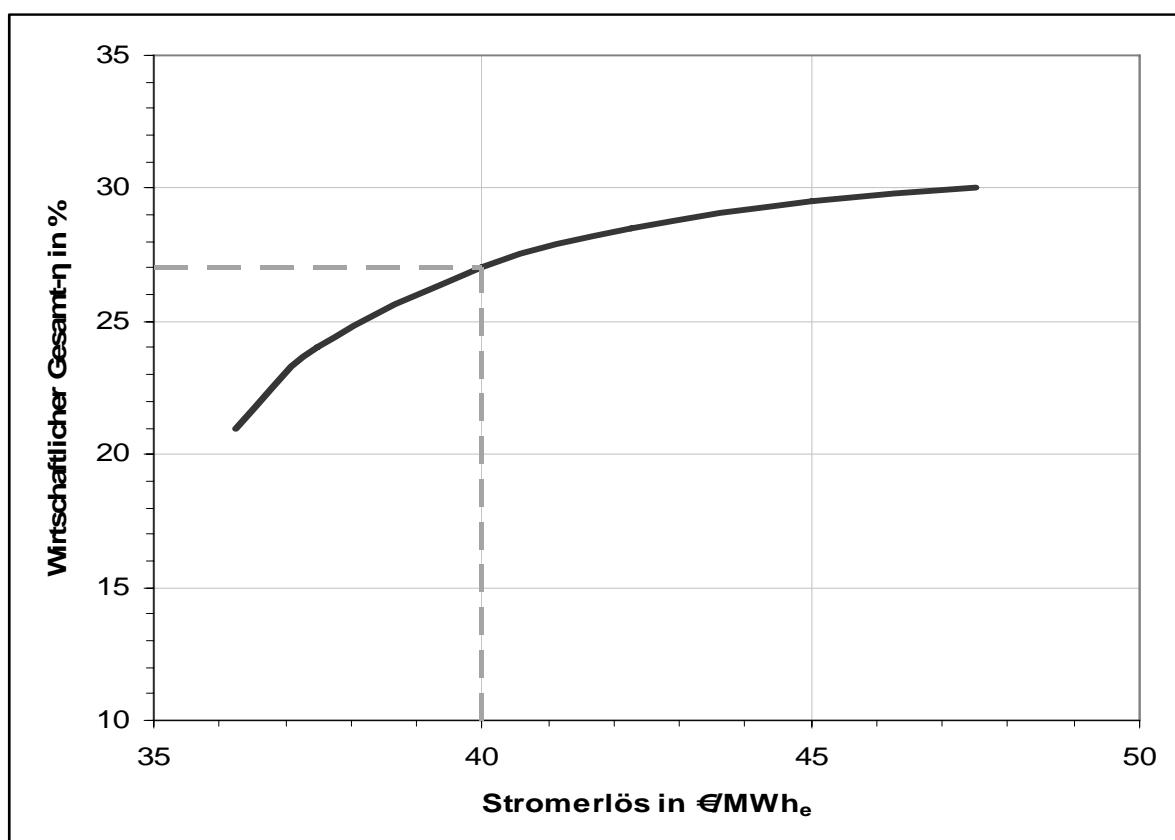


Abbildung 1: Wirtschaftlicher Wirkungsgrad über Stromerlös, typische MVA

Diese Abbildung ist eine Verallgemeinerung, nach der sich z.B. 27 % ab 40 €/MWh lohnen. Es wird sichtbar, dass besonders im Bereich niedriger Wirkungsgrade eine entsprechende Investition sinnvoll sein kann. Bereits eine geringe Erhöhung der Stromerlöse erhöht den wirtschaftlichen Wirkungsgrad deutlich. Das trifft für die gegenwärtigen MVA zu, deren Wirkungsgrad überwiegend im steilen Bereich am Anfang der Kurve liegt. Im Bereich hoher Wirkungsgrade sind dagegen hohe zusätzliche Stromerlöse für eine weitere Steigerung nötig. Ein technisch mögliches Maximum beim Wirkungsgrad ist normalerweise wirtschaftlich nicht realisierbar.

Individuelle Randbedingungen wirken sich auch bei Stromerzeugung ohne Wärmenutzung stark aus. Dieses zeigt z.B. die Tatsache, dass die HR-AVI mit einem Wirkungsgrad von 30,5 % bereits bei deutlich niedrigeren Stromerlösen wirtschaftlich arbeitet. Ein wesentlicher Grund hierfür liegt in der überdurchschnittlichen Größe der beiden Verbrennungslinien. Zur Beurteilung einer Investition in eine MVA muss also eine individuelle und detaillierte Prüfung der wirtschaftlichen, genehmigungsrechtlichen und standortspezifischen konkreten Gegebenheiten erfolgen.

Zur Verbesserung des Wirkungsgrades steht eine Fülle von unterschiedlichen technischen Einzel-Maßnahmen zur Verfügung. Diese lassen sich individuell und zielgerichtet kombinieren, um mit einer angemessenen Wirkungsgradsteigerung maximale Wirtschaftlichkeit zu erreichen. Potenzial ist bei dem relativ niedrigen Niveau der gegenwärtig betriebenen MVA's und unter den derzeitigen Randbedingungen immer vorhanden.

Die nachfolgende Beschreibung erläutert die technischen Möglichkeiten der energetischen Optimierung an dem aktuellen und in der Inbetriebsetzung befindlichen Beispiel HR – AVI Amsterdam. Anschließend werden die durchgeführten Optimierungsmaßnahmen an der bestehenden Anlage AVI Amsterdam erläutert.

2 HR AVI Amsterdam

Die 'Hoog Rendement Afval Verwerkings Installatie – HR-AVI' ist eine MVA mit sehr hohen Wirkungsgrad. Es handelt sich bei der HR-AVI um eine Erweiterung der am Standort bestehenden vier Verbrennungslinien, die bereits mit einer Verbrennungskapazität von 840.000 Mg/a ausgestattet sind. Die zwei zusätzlichen Linien der HR-AVI stellen mit der zugehörigen Turbine einen eigenständigen Kraftwerksblock dar, der für weitere 530.000 Mg/a dimensioniert ist. Insgesamt ergibt sich die weltgrößte Müllverbrennungsanlage. Ein Rekordniveau beim Netto-Wirkungsgrad der HR-AVI ist das erklärte Projektziel, nämlich 30 % oder mehr. Als unabdingbares Nebenziel gilt die Verfügbarkeit, die mindestens den Wert von 90 % erreichen soll. Die HR AVI befindet sich in der Kalt - Inbetriebsetzung. Der Probebetrieb ist für Mitte 2007 geplant. Die Abbildung 2 zeigt die HR – AVI etwa Herbst 2006.



Abbildung 2: Westansicht HR AVI Amsterdam

2.1 Grundlagen und Rahmen des Projektes

Auftraggeber ist der 'Afvalenegiebedrijf' (AEB), eine Gesellschaft, die zu 100 % der Gemeinde Amsterdam gehört. AEB blickt auf eine mehr als 100-jährige Geschichte zurück, die zu der dritten Anlagengeneration, der seit 1993 in Betrieb befindlichen AVI Amsterdam führte. Diese Anlage war von Beginn an ein technischer und wirtschaftlicher Erfolg.

Die guten Erfahrungen mit der bestehenden Anlage, die erklärte Fortschrittlichkeit der AEB sowie die politischen Randbedingungen haben zur HR-AVI geführt. Dieses Projekt beruht auf umfangreichen Untersuchungen und Vorstudien, die W + G als Ingenieurberater von AEB herstellerneutral bearbeitet hat.

Ein wesentlicher Hintergrund für den Projektstart der HR-AVI war das niederländische Moratorium zur Abfallverbrennung, das – wegen des mit über 30 % angenommenen höheren Wirkungsgrades – die Wirbelschicht für die Abfallverbrennung zwingend forderte. AEB war von der Wirbelschicht wenig überzeugt, woraus die HR-AVI

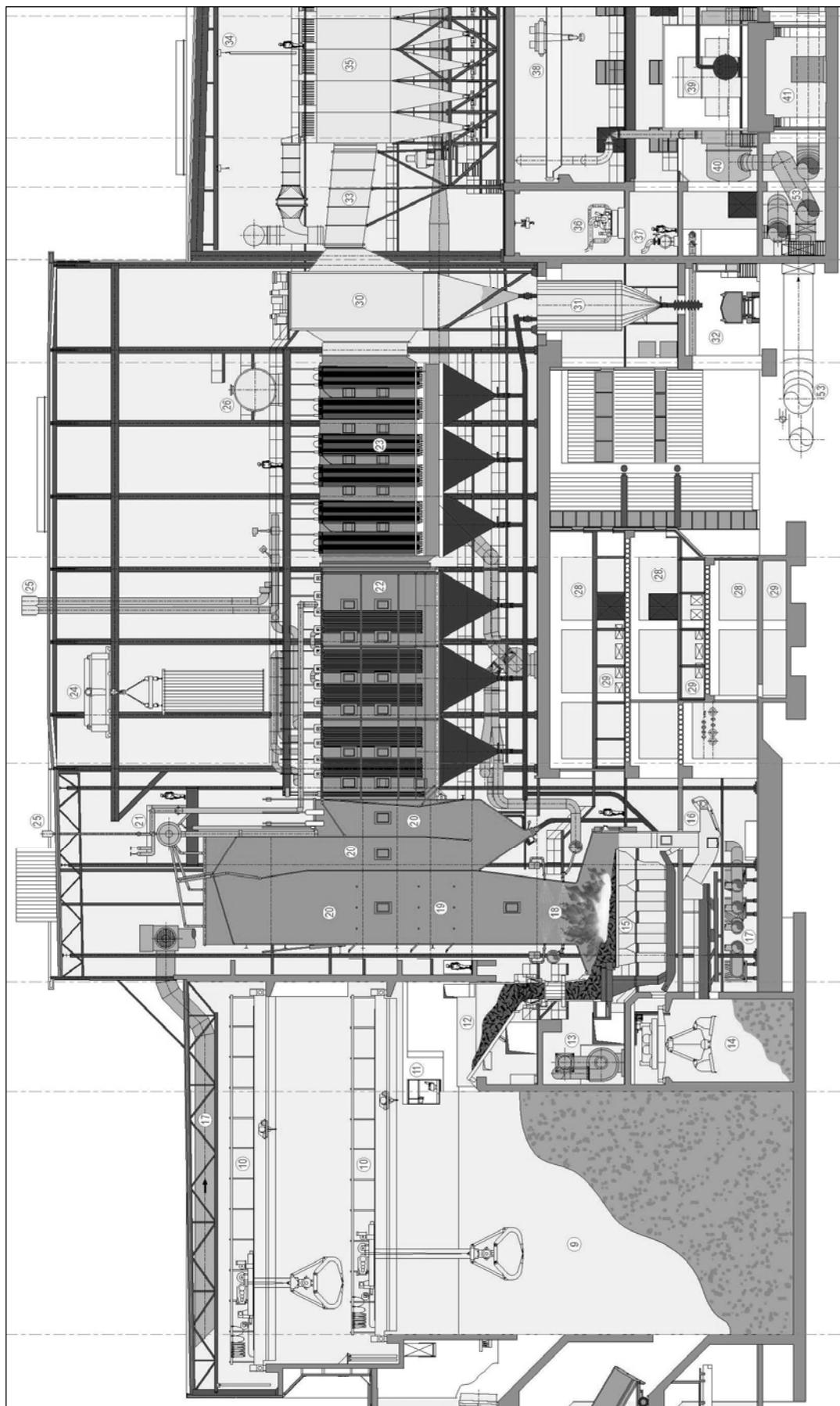


Abbildung 3: Längsschnitt Kessel HR-AVI

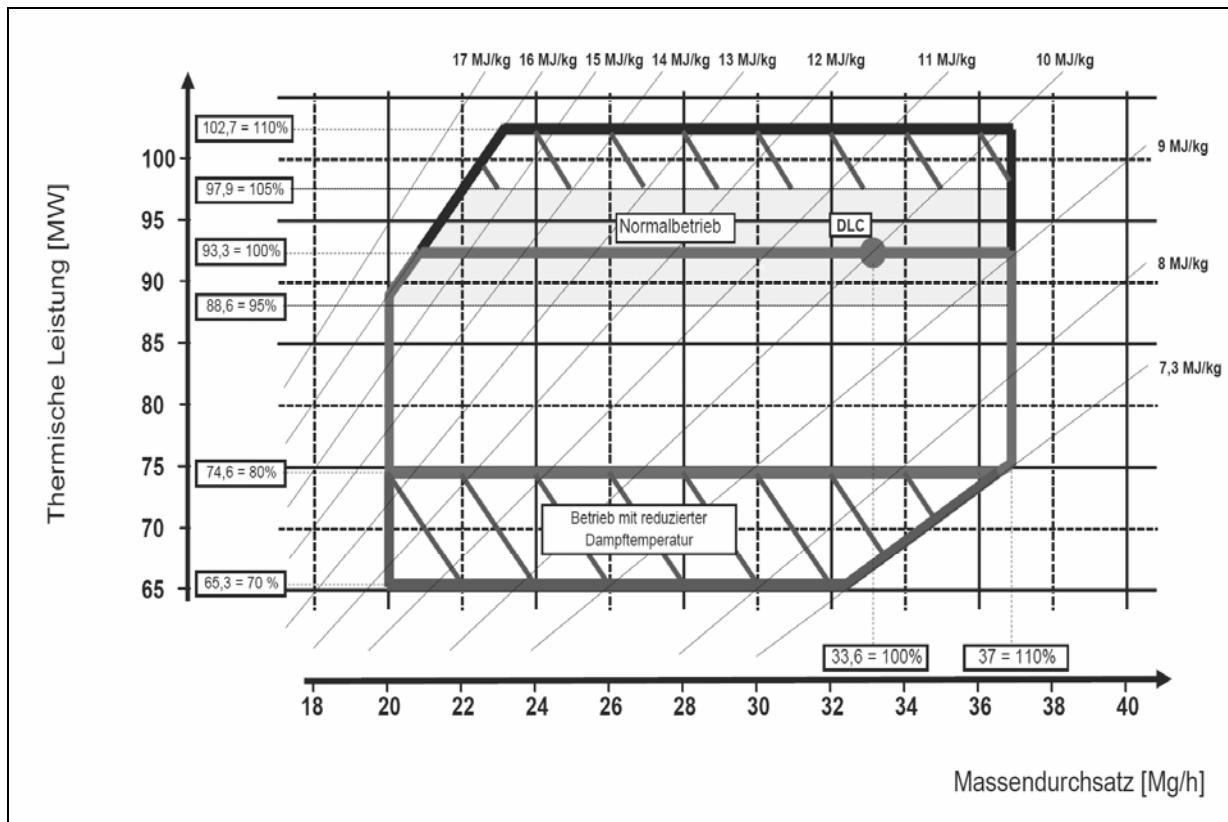


Abbildung 4: Feuerleistungsdiagramm HR-AVI

mit Rostfeuerung und einem ähnlich hohen Wirkungsgrad als Gegenentwurf entstand. Das Moratorium wurde inzwischen zurückgezogen, das Projekt der HR-AVI jedoch nicht verändert. Es wird weiterhin der Anspruch verfolgt, die zukünftige Generation der Abfallbehandlung zu realisieren. Das Projekt der HR-AVI wird ohne echte Bezugsschuss als wirtschaftliche Anlage realisiert, ein Zuschuss aus Brüssel würdigte den innovativen Charakter des Projektes.

2.2 Technisches Konzept

Das technische Konzept basiert wesentlich auf konventioneller Verbrennungstechnologie. Die Bausteine der HR-AVI kommen prinzipiell für jede rostgefeuerte Müllverbrennungsanlage in Frage. Das verfahrenstechnische Konzept ist z.T. auch aus dem Längsschnitt (Abbildung 3) ersichtlich und umfasst:

- Rostfeuerung mit Teil-Wasserkühlung
- Kessel mit Naturumlauf, Horizontalkessel mit drei Leerzügen,
- Abgasreinigung mit SNCR, E-Filter, Flugstromverfahren und Wäschern
- Dampfturbine mit separatem Hoch- und Niederdruckteil
- Kondensator mit Wasserkühlung (Hafenwasser).

Die Bruttowärmeleistung einer Linie beträgt 93,3 MW, entsprechend 33,6 Mg/h Durchsatz bei einem Heizwert von 10 MJ/kg (siehe Abbildung 4) im Auslegungspunkt DLC.

Simulationsrechnungen weisen den elektrischen Gesamt-Nettowirkungsgrad mit 30,5% aus. Hierbei sind einige vorsichtige Annahmen insbesondere zum Eigenbedarf inbegriffen, sodass tatsächlich über 31 % erwartet werden. Dieser hohe Wirkungsgrad ist im Zusammenhang mit dem gewählten Konzept für die Abgasreinigung zu sehen, die wegen der hohen Anforderungen an die Emissionsminderung eher als „Energiefresser“ bezeichnet werden kann.

Die entscheidenden Aspekte bzw. die sechs Parameter für den hohen Wirkungsgrad sind:

- Luftüberschuss
- Dampftemperatur/Dampfdruck
- Kondensationsdruck
- Kondensatvorwärmung
- Nutzung der Rest-Abgaswärme (Eco 2 und 3)
- Zwischenüberhitzung.

Diese Parameter sowie die wesentlichen Einzelentscheidungen werden in den nachfolgenden Kapiteln beschrieben. Zur Erzielung des hohen Netto-Wirkungsgrades sind selbstverständlich alle generellen Vorkehrungen getroffen, beispielsweise der Einsatz von Frequenzumformern, Pumpen und Gebläse mit hohem Wirkungsgrad usw.

Luftüberschuss

- Idee
Der Luftüberschuss wird als Puffer wegen der bekannten und unvermeidlichen Unregelmäßigkeit des Brennstoffes Müll benötigt. Gleichzeitig bestimmt der Luftüberschuss den Abgasverlust und den Stromverbrauch am Saugzug. Ein niedrig eingestellter O₂-Sollwert sorgt für eine hohe Dampf- und damit Stromproduktion.
- Realisierung
Der Sollwert ist mit 6,5 % trocken entsprechend 5,2 % feucht am Kesselende definiert. Voraussetzung für so niedrige O₂-Sollwerte ist ein gleichmäßiger Feuerungsbetrieb. Bei der HR-AVI trägt hierzu bereits die Dimensionierung nicht unerheblich bei, die Rostbreite beträgt über 12 m. Durch die große Durchsatzleistung wirken sich die einzelnen Brennstoffbestandteile und Wandeinflüsse relativ wenig aus. Weiter sind durch die drei Rostbahnen mit je vier Antriebs- und sieben Luftzonen umfangreiche Regelungsmöglichkeiten gegeben. Die Primär-Luftzufuhr kann zu jeder Zone einzeln gemessen und eingestellt werden. Die engen Toleranzen der wassergekühlten Rostoberflä-

che sorgen für eine sichere Luftverteilung und ermöglichen niedrige Primärluftanteile. Eine zweistufige dampfbeheizte Luftvorwärmung ist installiert. Für eine stabile und gestufte Nachverbrennung wird zunächst rezirkuliertes Abgas über Vorder- und Rückwanddüsen als Sekundärluft zugegeben, Tertiärluft anschließend in der darüberliegenden Düsenebene. Die Sensorik für die Feuerleistungsregelung ist auf die Standardausstattung beschränkt. Es ist keine flächige Temperaturmessung über Ultraschall oder eine Kameraüberwachung vorgesehen, allerdings sind Öffnungen für die Nachrüstung vorhanden. Die Regelgüte der Feuerleistung ist vertraglich mit $\pm 2\%$ Dampfstrom festgelegt. Wie bereits bei der bestehenden AVI sind Zünd- und Stützbrenner für die HR-AVI nicht vorhanden. Damit entfällt der recht große benötigte Kühlluftstrom, das Anfahren erfolgt manuell mittels Gaslanze.

Dampftemperatur

- Idee
Der Turbinenwirkungsgrad hängt direkt von der Dampftemperatur ab (siehe auch Abbildung 7). Höhere Temperaturen ermöglichen eine größere nutzbare Enthalpiedifferenz. Allerdings begrenzt die Korrosionsrate des Kessels die Dampftemperatur. Sie stellt neben zahlreichen weiteren Faktoren wie Brennstoff-Chlorgehalt oder Ascheschmelztemperatur den wesentlichen Korrosions-Parameter dar. Die Überhitzerheizflächen, aber auch die Membranwände sind besonders betroffen. Als Stand der Technik und als Kompromiss haben sich in Europa die bekannten etwa $420\text{ }^{\circ}\text{C}$ Heißdampftemperatur eingebürgert. Höhere Dampftemperaturen können nur mit erhöhtem Aufwand zur Vermeidung von Korrosion realisiert werden.
- Realisierung
Bei der HR-AVI ist die Dampftemperatur mit $440\text{ }^{\circ}\text{C}$ definiert, diese Erhöhung reicht für den Ziel-Wirkungsgrad aus. Diese Temperatur liegt nur $10\text{ }^{\circ}\text{C}$ über dem gegenwärtigen Wert der bestehenden AVI. Dort wird mit $430\text{ }^{\circ}\text{C}$ erfolgreich betrieben, obwohl die Anlage dafür ursprünglich nicht ausgelegt ist. Für den Austausch der Überhitzer der HR-AVI sind alle Einrichtungen für einen Schnellwechsel vorgesehen (siehe Längsschnitt). Die kompletten Bündel werden als Verschleißteil betrachtet und können in nur 72 Stunden ausgetauscht werden. Dazu sind die Rohrleitungen entsprechend geführt, ein direkt über dem horizontalen Kesselzug installierter Reparaturkran kann die Bündel ziehen. Zum Schutz der Membranwände sind diese im gesamten ersten Kesselzug – also einschließlich Dach und auch unter der Ausmauerung – mit Cladding versehen. Im zweiten Zug ist noch der gesamte Eintrittsbereich mit Inconell versehen. Auch die Kesselreinigung trägt zu niedrigem Korrosionsrisiko bei. Hier sind Explosionsreinigungen, sowie zu einem späteren Einbau die Wasserstrahlreinigung vorgesehen. Schließlich ist der Kessel mit erheblichen Dimensionierungsreserven ausgestattet, die das Korrosionsrisiko weiter mindern. Zu nennen sind niedrige Gasgeschwindigkeit durch große Kesselvolumen.

mina, eine niedrige Gastemperatur vor Überhitzer sowie generell eine großzügige Auslegung einschließlich der Wasser-/ Dampfseite, Rohrteilung und Wandstärke. Selbstverständlich ist eine sehr gute Zugänglichkeit für die Instandhaltung sichergestellt, es kann grundsätzlich in mehreren Ebenen gleichzeitig gearbeitet werden. Die gewählte Frischdampfttemperatur von 440 °C stellt eine moderate Steigerung gegenüber dem Stand der Technik dar. Es sollen zunächst Betriebserfahrungen gesammelt werden. Zeigen sich die erwarteten, ausreichend niedrigen Korrosionsraten, so soll eine Erhöhung der Temperatur weiteres Wirkungsgrad-Potenzial mobilisieren. Eine Steigerung auf 480 °C ist vorbereitet. Hierzu ist im Horizontalzug ein Leerraum angeordnet, der zur Installation einer weiteren Bündelheizfläche dient (siehe Längsschnitt). Je nach dem sich ergebenden Verschmutzungs- und damit Temperaturprofil des Kessels kann darüber entschieden werden, ob eine Eco- oder eine Überhitzer-Erweiterung sinnvoll ist. Die übrigen Komponenten einschließlich Wasser-/ Dampfkreis sind für diese nachträgliche Temperatursteigerung weitgehend vorbereitet.

Kondensationsdruck

- Idee
Ähnlich direkt wie die Frischdampfttemperatur wirkt sich der Kondensationsdruck direkt auf die Leistung der Turbine aus. Der Druck ist begrenzt durch die erreichbare Temperatur, die wiederum vom Kühlmedium am Kondensator abhängt. Eine weitere Begrenzung liegt in der Turbine selbst: Bei den wünschenswerten niedrigeren Drücken nimmt der Wassergehalt im Abdampf zu, dieser beansprucht die Beschaufelung an der Turbinen-Endstufe. Mit direkter Wasserkühlung lässt sich ein Abdampfdruck von 0,03 bara erreichen, im Vergleich dazu stehen erheblich ungünstigere 0,07 bara bei Luftkondensation.
- Realisierung
In Amsterdam steht Hafenwasser als Kühlmedium direkt am Standort zur Verfügung. Die unterschiedlichen Kühlwassertemperaturen im Sommer bzw. Winter beeinflussen den Wirkungsgrad spürbar. Die angegebenen 30 % Wirkungsgrad beziehen sich auf den Jahres-Durchschnittswert des Kühlwassers mit ca. 15°C. Der erhebliche Vorteil der Durchlaufkühlung kann leider nur in wenigen Müllverbrennungsanlagen genutzt werden, da dieser Gesichtspunkt bisher bei der Standortwahl wenig, bzw. gar kein Gewicht hatte, im Gegensatz zu üblichen Kraftwerken.

Kondensatvorwärmung

- Idee
Dampf aus Anzapfungen der Turbine wird üblicherweise zur Kondensatvorwärmung eingesetzt. Eine mehrstufige Vorwärmung erhöht dabei den Wirkungsgrad. Wirtschaftliche Grenzen sind durch den Aufwand für Apparate und

Leitungen gesetzt, technisch können nicht beliebig viele Anzapfungen im Turbinengehäuse untergebracht werden. Bei mehr als drei Anzapfungen zur Vorwärmung vor dem Speisewasserbehälter steigt der Wirkungsgrad im Leistungsbereich von MVA-Turbinen nur noch wenig.

- **Realisierung**

Im normalen Dauerbetrieb der HR-AVI erfolgt die Vorwärmung in vier Stufen (siehe Abbildung 8), nämlich mit den Wärmetauschern Eco 2 und Eco 3 sowie mit dem Wärmetauscher, der die Abwärme der Rostkühlung nutzt; als weitere Stufe ist ein dampfbeheizter Vorwärmer vorgesehen, bevor die endgültige Vorwärmung in Speisewasserbehälter erfolgt. Der 4 bar-Dampfvorwärmer arbeitet mit Anzapfdampf. Er ist so ausgelegt, dass die erwarteten Schwankungen der Rost-Abwärme ausgeglichen werden. Eine fünfte Vorwärmstufe ist als Option eingeplant. Dieser Vorwärmer arbeitet mit 0,6 bar Anzapfdampf und dient zur weiteren Wirkungsgrad-Steigerung. In Abbildung 5 ist der Verlauf der Wirkungsgradsteigerung durch die Vorwärmstufen dargestellt.

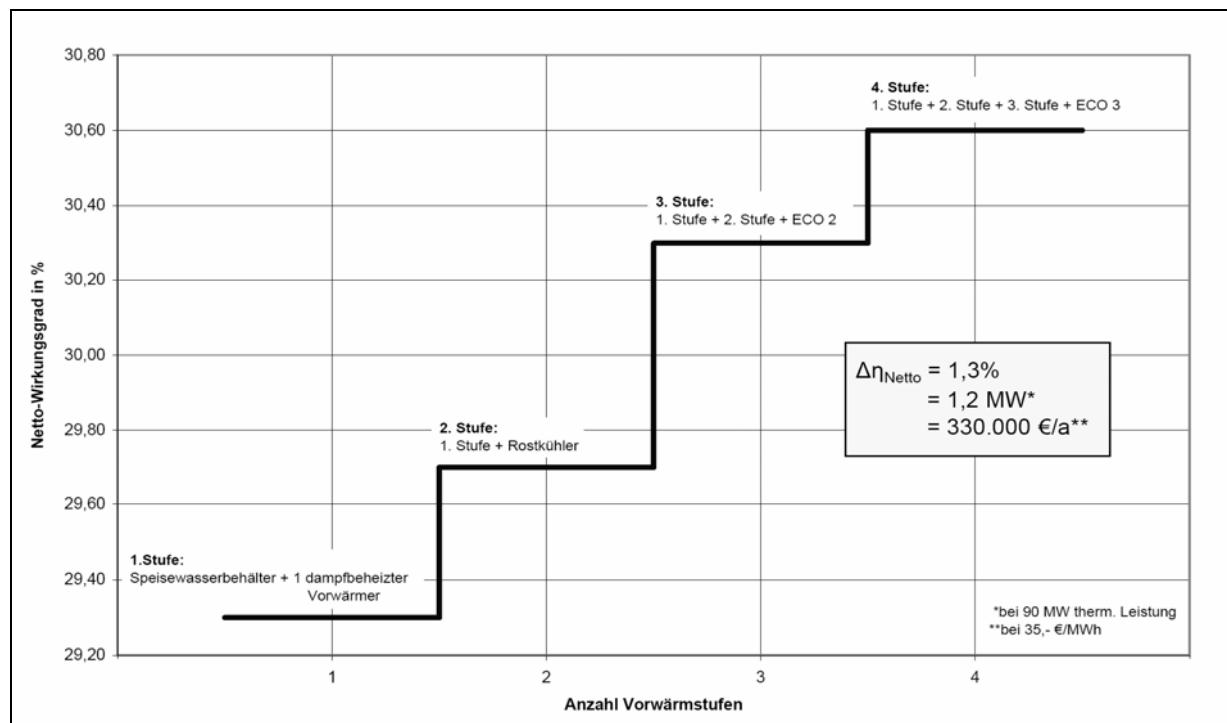


Abbildung 5: Wirkungsgradsteigerung der Vorwärmstufen

Eco 2

- **Idee**

Das Abgas wird im Rahmen der Abgasreinigung üblicherweise durch quenchern, also mit Wassereinspritzung auf die gewünschte niedrige Waschtemperatur gebracht. Hierzu sind auch Wärmetauscher geeignet, die bis in den nassen Bereich hinein arbeiten können und die Wärme nutzbar werden lassen.

- **Realisierung**

Für die gasberührten Oberflächen des Wärmetauschers sind korrosionsbeständige Werkstoffe erforderlich, bei der HR-AVI wird die Kombination aus doppelter Emaillierung und einem Überzug aus teflonähnlichem PFA verwendet. Pro Linie ist ein Wärmeübertrag von 3 MW bei Nennleistung vorgesehen. Wie Abbildung 5 zeigt, bringt der Eco2 einen erheblichen Beitrag zur Wirkungsgradsteigerung.

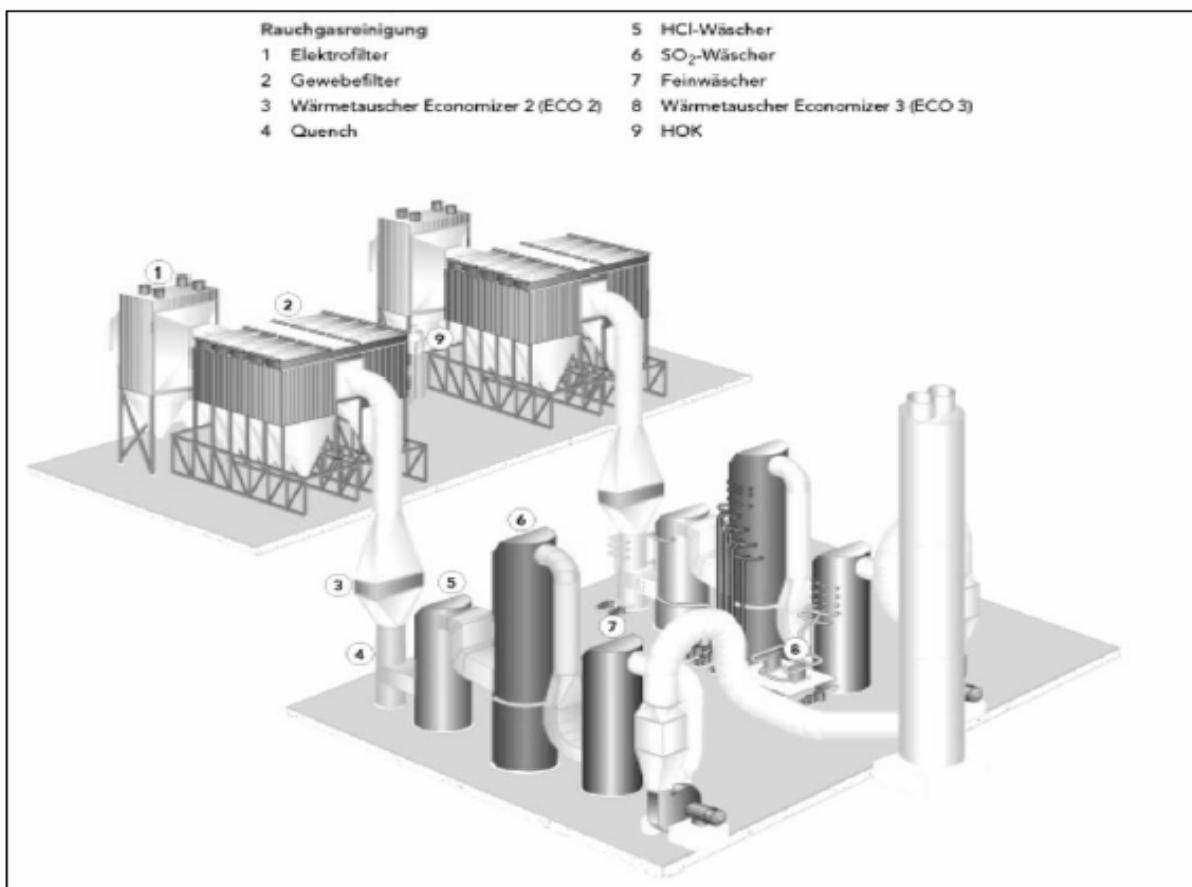


Abbildung 6: ECO 2 und ECO 3 in der Abgasreinigung

2.2.6 Eco 3

- **Idee**

Die Wärme im Waschwasserkreislauf der nassen Abgasreinigung ist auskoppelbar, wenn dieser Kreis über einen Wärmetauscher geleitet wird. Die Voraussetzung zur Nutzung auf dem niedrigen Temperaturniveau ist bei der HR-AVI gegeben, denn die mit Wasserkühlung erreichte Kondensattemperatur liegt ausreichend tief. Ein zusätzlicher Vorteil ist die erhöhte Reinigungswirkung des Wäschers durch die niedrigere Arbeitstemperatur, die insbesondere die Kondensation der Aerosole bewirkt.

- Realisierung
Es ist ein Wasser/Wasser Plattenwärmetauscher aus Titan installiert. Das gasseitig im Wäscher kondensierte Wasser wird in den vorgeschalteten Stufen der Abgasreinigung eingesetzt. Der Nenn-Wärmeübergang beträgt 2 MW.

Zwischenüberhitzung

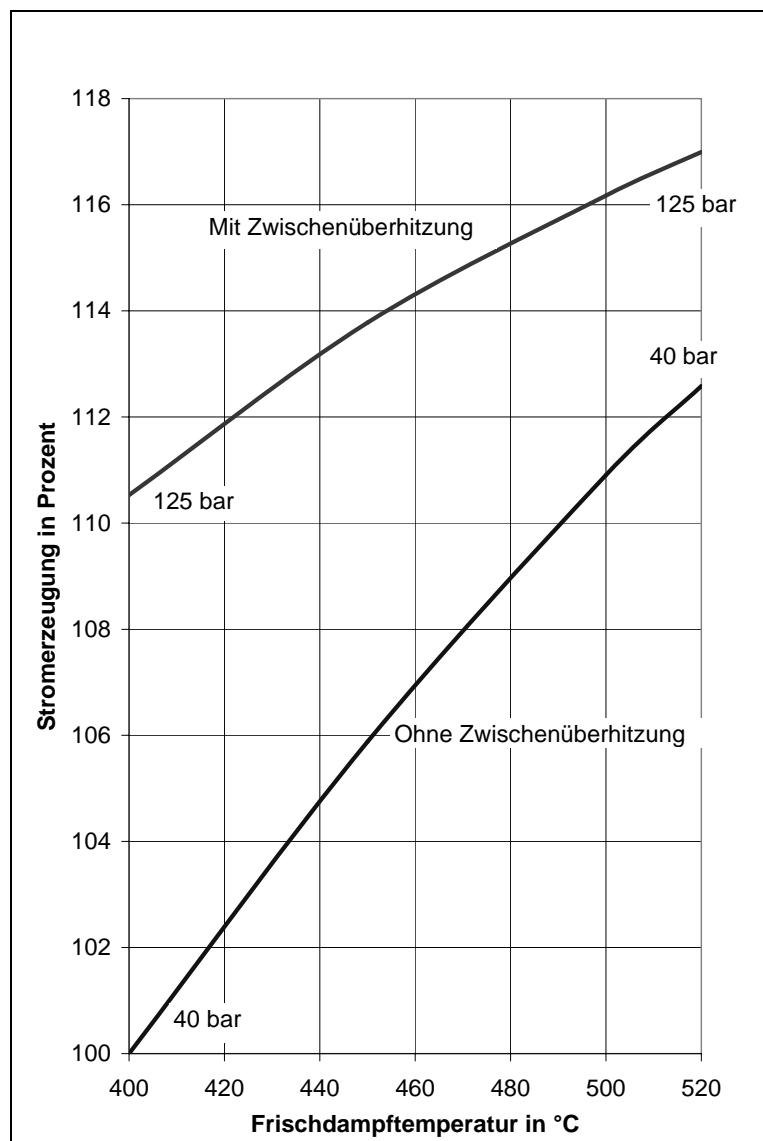


Abbildung 7: Wirkungsgradsteigerung durch ZÜ und Dampftemperatur

- Idee
Durch Wiederaufheizen des Dampfstromes zwischen dem Hoch- und dem Niederdruckteil der Turbine ergibt sich eine durchgreifende Erhöhung der nutzbaren Enthalpiedifferenz, eine anschauliche Verdeutlichung zeigt Abbildung 7. In Kraftwerken ist die Technik der Zwischenüberhitzung üblich, bei Müllverbrennungsanlagen gibt es bisher kein Beispiel. Dafür ist gasseitige Kesselkorrosion verantwortlich, die hauptsächlich die Überhitzer trifft. Die zu-

sätzlichen Heizflächen, die für eine Zwischenüberhitzung notwendig sind, sind hinsichtlich der Korrosion genauso gefährdet wie der Endüberhitzer, die Ausfallrate des Kessels würde sich demzufolge annähernd verdoppeln. Bei der HR-AVI wird der Zwischenüberhitzer deshalb nicht mit Abgas, sondern mit Sattdampf aus der Kesseltrommel beheizt. Damit ist Korrosion im Bereich der Zwischenüberhitzung im Wesentlichen ausgeschlossen, es gibt keine abgasberührten Bauteile. Dieser Vorteil wiegt weitaus schwerer als der Nachteil, nämlich dass die Zwischendampf-Temperatur bei dieser Beheizung begrenzt ist auf unterhalb Trommeldampf-Temperatur.

- Realisierung

Die Zwischenüberhitzung erfordert zwangsweise einen hohen Frischdampfdruck, der mit 130 bar definiert ist. Die Abbildung 8 zeigt den Aufbau sowie den übrigen thermischen Kreis für die HR-AVI.

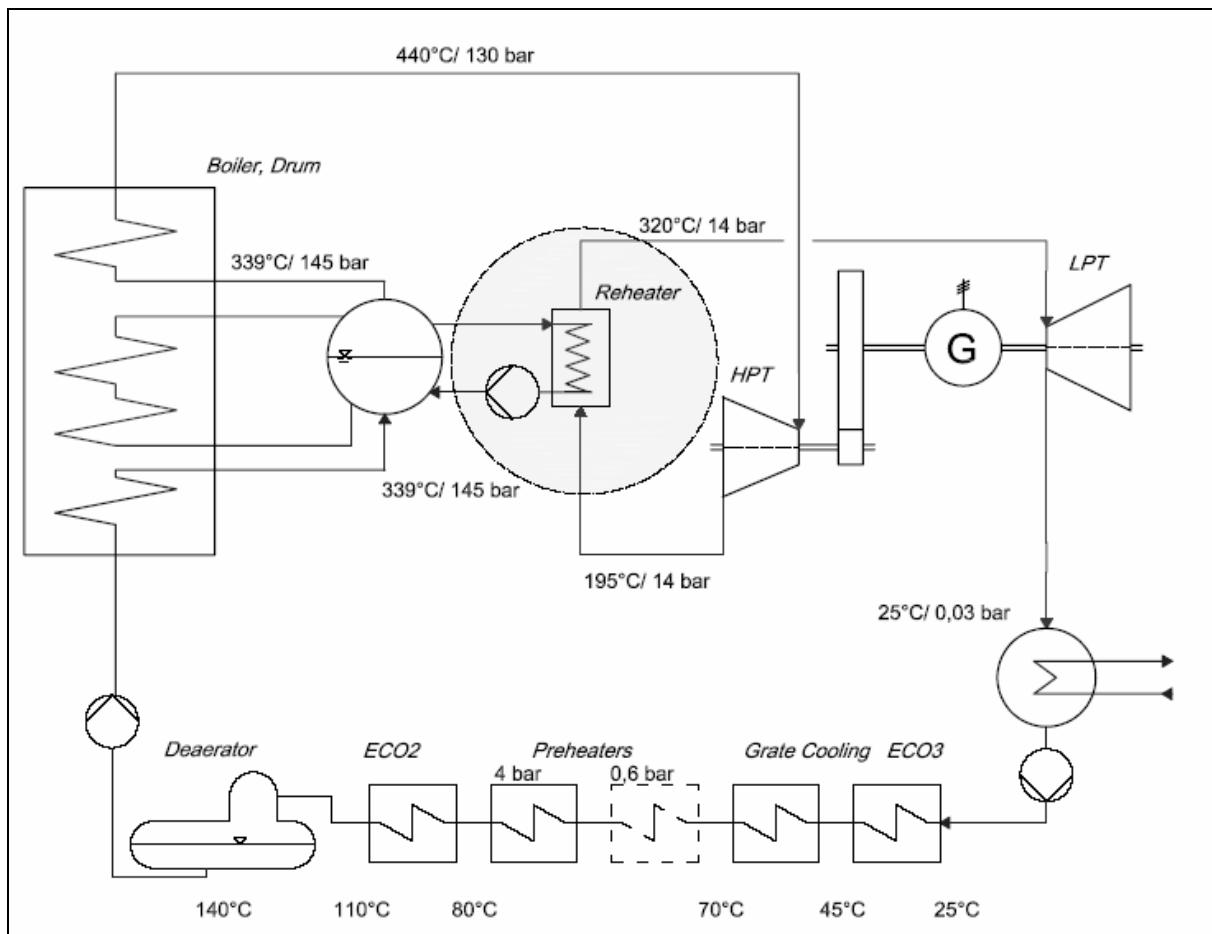


Abbildung 8: Thermischer Kreis HR-AVI

Für jeden der beiden Kessel ist ein eigener Zwischenüberhitzer vorhanden, um unterschiedliche Kessellasten ohne Schieflagen einstellen zu können. Sie sind im Bereich der Turbine aufgestellt, um Leitungswege und damit Druckverluste auf der Seite des Mitteldruck-Turbinendampfes niedrig zu halten. Der

Zwischenüberhitzer ist auf der Trommeldampfseite ungeregelt. Die Kondensationswärme wird ohne nennenswerte Unterkühlung abgegeben und die Kondensatpumpe hat die Funktion eines Kondensomaten. Sie muss im Wesentlichen die geodätische Höhe zur Kesseltrommel überwinden und ist in hermetisch geschlossener Bauart nicht redundant ausgeführt. Der Aufbau der Zwischenüberhitzung ist damit prinzipiell einfach, der Aufwand innerhalb der Maßnahmen zur Steigerung des Wirkungsgrades dennoch mit Abstand der größte. Entsprechend bewirkt die Zwischenüberhitzung allerdings einen Sprung beim Wirkungsgrad.

2.3 Risiken und Chancen

Investition

Einige der in der HR-AVI eingesetzten Komponenten haben innovativen Charakter oder sind in dieser Kombination und Dimensionierung bisher nicht eingesetzt. Insbesondere der Kessel und die Komponenten der Zwischenüberhitzung sind nicht marktüblich und haben sich als teuer erwiesen. Aus der ungewohnten Technik resultieren Unsicherheiten bei den Herstellern, die sich in den Angebotspreisen ausgewirkt haben. Es sind im heutigen engen Markt nur wenige Anbieter überhaupt in der Lage, belastbare Angebote zu machen. Alle übrigen Komponenten sind durchgehend handelsüblich.

Betriebskosten

Hier liegt das Risiko insbesondere darin, dass ggf. an wenig erprobten Komponenten unerwarteter Verschleiß und damit erhöhte Instandhaltungskosten auftreten. Hierzu sind sehr umfangreiche projektbegleitende Untersuchungen und systematische Analysen durchgeführt worden, die Erfahrungen mit der bestehenden Anlage AEC sind soweit wie möglich eingeflossen. Insgesamt ist das Risiko unerwarteter Betriebskosten im Zusammenhang mit dem hohen Wirkungsgrad eng begrenzt.

Verfügbarkeit

Ähnlich wie bei den Betriebskosten gibt es zur Verfügbarkeit umfassende systematische Untersuchungen. Der angesichts der komplexen Technik angestrebte hohe Wert von 90 % ist plausibel nachvollziehbar. Für die Verfügbarkeit als wirtschaftlich entscheidende Größe besteht daher nur ein relativ kleines zusätzliches HR-AVI-Risiko.

Steigerungspotenzial

Für den Wirkungsgrad bestehen Steigerungsmöglichkeiten in den beschriebenen Bereichen, wesentlich ist dabei die Dampftemperatur. Die vorbereitete Steigerung von 440 auf 480 °C bewirkt allein bereits eine Verbesserung beim Gesamt-Nettowirkungsgrad der HR-AVI um über 0,5 %-Punkte.

Neben diesen technischen Verbesserungen besteht Hoffnung auf einen niedrigeren Eigenverbrauch. Bei der Vielzahl kleiner Verbraucher kann dieser bisher nur unzureichend abgeschätzt werden. Insgesamt und mittelfristig erscheint damit ein Netto-Gesamtwirkungsgrad der HR-AVI von 32 % als realistisch.

3 Beispielhafte Maßnahmen an der bestehenden AVI

Viele der im Rahmen der HR-AVI ausgeführten Lösungen haben ihren Ursprung in Erfahrungen mit der bestehenden Anlage. Im Laufe der Jahre sind dort Umbauten und Nachrüstungen realisiert worden, mit denen eine Steigerung des elektrischen Netto-Wirkungsgrades um einige Prozentpunkte von etwa 20 auf ca. 23 % gelungen ist. Nachfolgend werden diese Maßnahmen tabellarisch zusammengefasst und kurz beschrieben, die Reihenfolge ist zufällig.

Tabelle 1: Maßnahmen an der bestehenden AVI

Maßnahme	Effekt in kW _e	Invest in €	Bemerkung
Eco 2	2.000	1.500.000	
Eco 3			im Verbund mit Eco 2
Gebäudeheizung			in Planung
Vorwärmung VE-Wasser			in Planung
Optimierung Feuerleistungsreglung	480	k.A.	diverse Kosten; AGAM ca. 200.000 €
Nutzen von Kesselreserven, Überlastbetrieb	710	k.A.	möglich durch Dimensionierungsreserven
Wasserstrahl-Reinigung	k.A.	200.000	in Planung, Vorversuche
Erhöhung Dampftemperatur von 415 auf 430 °C	1.400	k.A.	möglich durch Dimensionierungsreserven
Entgaser Wrasenkondensator	20	20.000	
Sattdampf-Lubo (Umstellung Vorwärmung v. 120 auf 113°C)	(97)	-	nicht ausgeführt wegen Turbinen-Engpass
Lubo-Bypass	k.A.	10.000	
Primärluft-Regelung	100	minimal	möglich durch entsprechende Ausstattung
Kühlwasserpumpen	170	0	wie oben
Frequenzregelung	k.A.	k.A.	allgemeine Maßnahme
Speisewasserpumpe	750	minimal	möglich durch entsprechende Ausstattung
Optimierung SNCR	700	0	
Sperr-/Strahlerdampf	40	minimal	
Dampfstrommessung	48	15.000	
Optimierung Beleuchtung	100	k.A.	

Die Tabelle umfasst die Mehrzahl der Maßnahmen und verdeutlicht Möglichkeiten, die im Sinne einer allgemeinen 'Fundgrube' für jede bestehende MVA zu nutzen sind. Auch wenn Einzel-Effekte manchmal klein sind, kann sich doch eine beachtliche Summe als möglicherweise unentdecktes Potenzial ergeben. Zu bemerken ist, dass sich die Einzel-Effekte nicht in jedem Fall addieren lassen und dass die jeweilige rechnerische kWe-Angabe der ersten Orientierung dient.

Ein großer Teil der Maßnahmen wirkt sich durch die Einsparung von Heizdampf aus. Die an der bestehenden AVI installierte Turbinen-/Generatorleistung von 2 x 50 KVA bzw. das Schluckvermögen am Niederdruckteil stellt insofern eine Begrenzung dar, bei der zumal ein 'de-bottlenecking' kaum möglich ist. Damit können sich nicht alle Maßnahmen gleichzeitig voll auswirken. Dieser Aspekt ist bei der ersten euphorischen Untersuchung und Umsetzung diverser Projekte nicht immer ausreichend beachtet worden, es fehlte bisweilen die umfassende, ganzheitliche Betrachtungsweise.

Eco 2 und Eco 3

Wie zuvor beschrieben, dienen diese Wärmetauscher auch bei der bestehenden AVI zur Nutzung von Kondensationswärme im Abgas. Um die Wärmenutzung zu maximieren, ist der vorgeschaltete Sprühabsorber für eine möglichst hohe Abgastemperatur eingestellt. Bei der Steigerung der Netto-Stromproduktion wirkt sich auch der Saugzug aus, bei dem der Stromverbrauch mit dem kleineren, trockeneren Fördervolumenstrom abnimmt.

Gebäudeheizung

Es handelt sich hier um Niedertemperatur-Restwärme aus der Abgasreinigung, die als erste Stufe der Gebäudeheizung zu nutzen ist. Wegen des Turbinen-Engpasses wird diese Maßnahme vorläufig nicht weiter verfolgt.

Vorwärmung VE-Wasser

Bei der AVI ist ein zentrales Kühlwassersystem vorhanden. Das Temperaturniveau nach den Kühlwasserverbrauchern liegt über dem des VE-Wassers vor der Nachspeisung, so dass eine Wärmenutzung möglich ist. Diese Maßnahme befindet sich noch in Planung.

Optimieren Feuerleistungsregelung

Gelegentlich kommt es im Betrieb der bestehenden AVI zu Leistungseinbrüchen, die sich aus plötzlich verschlechterten Brennstoffeigenschaften ergeben – also ein 'Verschlucken' mit Abreißen der Zündung am Rostanfang. Die Feuerleistungsregelung gleicht die Einbuße nur im Rahmen des normalen Regelspiels aus. Größere Einbrüche werden nicht kompensiert, denn die maximale Kesselleistung ist verriegelt. Statistisch ergibt sich aus den nicht kompensierbaren Einbrüchen eine bleibende Regelabweichung vom Sollwert bzw. das genannte Steigerungspotenzial. Dieses Potenzial wird weitgehend realisiert, indem Einbrüche mit Hilfe von verbesserten Regel-

kreisen vermieden werden. Die Ausstattung mit einem Ultraschall-System zur Temperaturanzeige (AGAM) verbessert zudem die Kontrolle bzw. die Eingriffsmöglichkeiten durch das Bedienpersonal. Auf eine kamerageführte Feuerleistungsregelung wurde wegen der bereits erreichten hohen Regelgüte bisher verzichtet.

Überlastbetrieb

Die AVI-Kessel sind mit überdurchschnittlichen Konstruktionszuschlägen und Reserven ausgestattet. Diese werden nun für dauernden Überlastbetrieb genutzt.

Wasserstrahl-Reinigungssystem

Die on-line Reinigung der Kessel-Leerzüge mit festen oder verfahrbaren Wasserdüsen wird beispielsweise von Clyde-Bergmann angeboten. Damit kann die Reisezeit verlängert und – da nicht über Trommelvektorwärmer geregelt – die Abgastemperatur als Mittel über die Reisezeit niedriger gehalten werden. Letzteres steigert die Stromproduktion insgesamt, denn mit dem gemittelt besseren Wärmeübertrag im Kessel steigt die Dampferzeugung mit dem niedrigeren Abgasverlust. Hierzu gibt es keine Quantifizierung der Leistungssteigerung.

Erhöhung Frischdampftemperatur

Der damit verbundenen höheren Kessel-Korrosionsrate wird mit Cladding im ersten Zug begegnet, sowie auch mit den entsprechenden bereits erwähnten Maßnahmen. Die Temperatur von 430 °C hat sich als sehr problemlos ergeben! Es gibt keine erkennbar negativen Folgen.

Nutzung Entgaser-Wrasendampf

Mit einem Wärmetauscher wird der am Entgaser entstehende Abblas-Dampf kondensiert und die Wärme an das nachgespeiste VE-Wasser abgegeben. Nebenbei wird das Kondensat genutzt und so VE-Wasser gespart.

Verbrennungsluft-Vorwärmung mit Trommeldampf

Bei Nassdampf aus der Kesseltrommel wird ein kleinerer Wärmetauscher als bei Frischdampf benötigt. Lässt man die Frischdampfleistung des Kessels unverändert, ergibt sich eine Steigerung der Brennstoffzufuhr. Dabei findet der Wärmeumsatz überwiegend im Verdampferteil des Kessels statt, der korrosions-kritischere Überhitzer ist weniger betroffen. Dieser erfolgversprechende Umbau wurde nicht realisiert, da das Schluckvermögen der Turbine im Niederdruckteil zu klein für den eingesparten Dampf ist. Allerdings ist die Vorwärmung zurückgenommen.

Gestufte Primärluft-Vorwärmung

Ziel des entsprechenden Umbaues an der Primärluft-Kanalführung ist es, bedarfsgerecht vorzuwärmen: In den hinteren Ausbrandzonen des Rostes ist die Vorwärmung im Allgemeinen verzichtbar. Hier ist ein Bypass mit Mischmöglichkeit installiert. Zur zusätzlichen Stromerzeugung gibt es keine Angabe.

Primärluft-Entdrosselung

Im Weg der Primärluft sind unterschiedliche Druckverluste erforderlich, um die Verteilung zu sichern. Diese sind jedoch allgemein höher als unbedingt nötig. Reduziert man die Gebläseleistung – Frequenzregelung vorausgesetzt – und hält man 'intelligente' Regelorgane soweit offen wie für den erforderlichen Regelbereich nötig, so reduziert sich der Stromverbrauch.

Steuerung Kühlwasserpumpen

Im Winter ist eine niedrigere Pumpenleistung erforderlich, wegen der niedrigeren Hafnwasser-Temperaturen, und die Minimum-Drehzahl wird eingeregelt.

Nachrüstung von Frequenzreglern

Es geht dabei um das allgemeine Ziel, die Drosselverluste durch drehzahlgeregelte Antriebe zu vermindern.

Optimierung Speisewasserpumpe

Die Dampfturbinen-Speisewasserpumpe als die Betriebspumpe wird zwischenzeitlich bedarfsgerecht an der Antriebsseite geregelt, die Drosselverluste auf der Pumpenseite werden minimiert. Damit wird Dampf gespart.

Optimierung SNCR

Hier ist ebenfalls Dampf-Einsparpotenzial realisiert, die wenig oder nicht effektiven Düsen sind abgeschaltet und nur noch eine der drei Düsen-Ebenen wird genutzt.

Umschaltung Sperr- und Strahlerdampf

Der Sperrdampf für die Turbinenstopfbuchsen sowie der Treibdampf für die Kondensator-Evakuierung ist von Frischdampf umgestellt auf 12 bar-Dampf.

Optimierung Dampfstrom-Messung

Die Messblende vor Turbine ist durch eine Sondenmessung ersetzt, die einen geringeren Druckverlust erzeugt. Mit dem entsprechend erhöhten Druck-Sollwert für die Turbine ergibt sich zusätzliche Leistung.

Optimierung Beleuchtung

Die Einsparung wird durch energieeffiziente Leuchtmittel erreicht.

4 Resümee

Beim Wirkungsgrad gilt häufig der etwas vereinfachende Satz: „Technisch machbar, wirtschaftlich nicht sinnvoll“. Die Frage ist allerdings, wie lange dieses angesichts der sich verändernden Randbedingungen noch gilt. Bereits heute kann die Erhöhung des Wirkungsgrades einen merklichen Beitrag zur Kosteneffizienz darstellen. Bei den

bestehenden MVA darf dabei ein generelles, 'schlummerndes' Verbesserungspotenzial beim Wirkungsgrad unterstellt werden, dessen Mobilisierung sich schon bei kleinen wirtschaftlichen Anreizen oder Veränderungen der Marktpreise lohnt. Das rechtzeitige Identifizieren dieses Potenzials und der entsprechenden technischen Lösung

- zeigt den einzuschlagenden Weg auf,
- ermöglicht die Investition zum geeigneten Zeitpunkt und
- bringt Vorteile gegenüber dem Wettbewerb bzw. für den Bürger und – mit Blick auf die CO₂-Emission – nicht zuletzt auch für die Umwelt.

Der maximale Wirkungsgrad steht dabei nicht automatisch für maximale Wirtschaftlichkeit. Vielmehr handelt es sich um einen Zielkonflikt. Die maximale Wirtschaftlichkeit als das üblicherweise höherstehende Ziel lässt sich nur dann erreichen, wenn unterschiedliche Einzel-Maßnahmen untersucht und sinnvoll miteinander kombiniert werden. Bei den komplexen Zusammenhängen ist das wirtschaftliche Optimum nur mit einem systematischen Vorgehen nachweisbar.

Die Erfahrung mit den entsprechenden Maßnahmen liegt vor, ebenso wie die Modelle zur zuverlässigen und umfassenden rechnerischen Darstellung von Untersuchungsvarianten. Damit können überzeugende Entscheidungsgrundlagen geschaffen werden, deren Umsetzung – wie im dargestellten Beispiel Amsterdam – zum Wohle aller beiträgt. Energetische Optimierung ist auch ein wirtschaftlich gangbarer Weg, er erfordert nur das entsprechende Denken und Nachdenken. Das Bemühen, uns einer energetischen Optimierung schrittweise zu nähern, dürfen wir nicht aufgeben. Das sinnvoll mögliche Potenzial ist enorm groß, es gibt in jeder MVA mehr als genug Ansätze, die sich sofort umsetzen lassen. Wir müssen diese Schritte vorbereiten und gehen!

M. Faulstich, A. I. Urban, B. Bilitewski (Hrsg.)

**12. Fachtagung
Thermische Abfallbehandlung**

**Kleinfeuerungsanlage für Getreide und Stroh
- eine Gemeinschaftsentwicklung
in der Region Amberg-Sulzbach -**

Dr. Mario Mocker, Dr.-Ing. Peter Quicker, Prof. Dr.-Ing. Martin Faulstich
ATZ Entwicklungszentrum Sulzbach-Rosenberg
Dipl.-Ing. (FH) Ralph Berger, Prof. Dr.-Ing. Stefan Beer
Fachhochschule Amberg-Weiden

Schriftenreihe des
Fachgebietes Abfalltechnik
Universität Kassel

1 Einleitung

Wegen stetig steigender Preise für Erdgas und Heizöl gehen immer mehr Verbraucher dazu über, regenerative Brennstoffe für die Wohnraumbeheizung einzusetzen. Neben dem Vorteil der niedrigen Brennstoffkosten sind regenerative Brennstoffe klimaneutral und können nachhaltig genutzt werden. Geläufige Brennstoffe sind Scheitholz, Holzpellets und Hackschnitzel. Niedrige Getreidepreise und der alljährliche Anfall von ungenutztem Stroh und Abfallgetreide in der Landwirtschaft führen zu der Überlegung, vor allem in landwirtschaftlichen Betrieben auch Stroh und Getreide als Brennstoff einzusetzen.

Allerdings kommt es bei der Verbrennung von Stroh und Getreide in herkömmlichen Kleinfeuerungsanlagen für Holzbrennstoffe durch Verschlackung des Brennraums und Korrosion zu erheblichen Beeinträchtigungen des Anlagenbetriebs, außerdem werden häufig die Abgasgrenzwerte überschritten. Daher sind derzeit nur wenige Kleinfeuerungsanlagen auf dem Markt für eine energetische Nutzung von Stroh und Getreide geeignet [Hering 2006].

Das ATZ Entwicklungszentrum betreibt in Kooperation mit der Fritz Grimm GmbH & Co. KG, der Herding GmbH Filtertechnik und der Fachhochschule Amberg-Weiden die Neuentwicklung einer angepassten Feuerungs- und Abgasreinigungstechnik. Das Projekt zielt auf eine Kleinfeuerungsanlage mit 49 kW thermischer Leistung zum Einsatz in landwirtschaftlichen Wohn- und Betriebsgebäuden ab. Als Brennstoffe sind Getreidekörner und Strohpellets vorgesehen. Die geeignete Ernte-, Lager- und Fördertechnik ist insbesondere für Getreide bei den interessierten Landwirten meist vorhanden. Die hauseigene thermische Verwertung von Abfallgetreide oder speziell angebautem Energiekorn mindert die Kosten für Wärmeerzeugung und ggf. notwendige Entsorgung für nicht vermarktbare Getreide.

Gegen die Verbrennung von Getreide, dem eine hohe Symbolwirkung in der abendländischen Kultur zukommt, werden vielfach ethische Bedenken geäußert. Mit diesen Vorbehalten sollte auch in technischen Kreisen sensibel umgegangen werden. Die bewusste Abgrenzung zum so genannten Brotgetreide kann zur verbesserten Akzeptanz beitragen. Andererseits gehören auch die Energie- bzw. Wärmerversorgung zu den menschlichen Grundbedürfnissen. Der gezielte Anbau alternativer Energiepflanzen (z.B. Mais als Biogassubstrat, Raps zur Pflanzenöl- und Biodieselproduktion, schnellwachsende Holzarten) findet deshalb breite gesellschaftliche Zustimmung ohne vergleichbare Vorbehalte. Hier kann die Fachwelt durch die Bereitstellung objektiver Fakten, beispielsweise zur Flächeneffizienz, wertvolle Beiträge zur Versachlichung der Diskussion leisten. Im hier beschriebenen Projekt soll die Getreide- und Strohverbrennung soweit optimiert werden, dass nachteilige ökologische Auswirkungen (z.B. Feinstaubemissionen) auf ein vertretbares Maß reduziert werden.

2 Ausgangssituation

2.1 Rechtliche Rahmenbedingungen

Derzeitige Situation

Brennstoffe und technische Anforderungen für Kleinfeuerungsanlagen sind in der 1. BImSchV festgelegt. Bei einer Nennwärmeleistung unter 15 kW sind weder Stroh noch Getreide als so genannter Regelbrennstoff zugelassen und dürfen somit nicht eingesetzt werden. Ab Leistungen von 15 kW bis unter 100 kW dürfen „Stroh oder ähnliche pflanzliche Stoffe“ (z.B. Schilf, Elefantengras, Heu und Maisspindel) als Brennstoff eingesetzt werden, wobei niedrigere Grenzwerte für Kohlenmonoxid und Staub als bei Holzbrennstoffen eingehalten werden müssen. Getreidekörner fallen nach Empfehlung des Länderausschusses Immissionsschutz nicht unter die zugelassenen Regelbrennstoffe. Ab einer Feuerungswärmeleistung von 100 kW greift für die genannten Brennstoffe gemäß der 4. BImSchV die Pflicht zur Durchführung eines Genehmigungsverfahrens, für Anlagen unter 1 MW als vereinfachtes Verfahren. Die Emissionsgrenzwerte bei der Verbrennung von Getreide und Stroh werden dann von der zuständigen Behörde z.B. anhand der TA Luft festgelegt.

Tabelle 1: Emissionsgrenzwerte für die Verbrennung von Getreide und Stroh

Regelwerk		1. BImSchV (Stroh)	Ausnahmeregelung in Bayern (Getreide)			TA Luft	
Leistung ¹⁾		NWL [kW]	NWL [kW]			FWL [MW]	
		>15 - <100	>15 - 50	>50 - <100	>15 - <100	0,1 - <1	1 - <50
			Praxisbetrieb ²⁾		Prüfstand ³⁾		
Emissions- grenzwert	CO	[mg/m ³ _N]	4.000	1.000	500	-	250
	Staub		150	100	75	75	50
	NO _x		-	-	-	500	500
	Cgesamt		-	-	-	-	400
	PCDD/F [ng/m ³ _N]		-	-	-	-	50
O ₂ -Bezug [%]		13	13			0,1	

¹⁾ NWL: Nennwärmeleistung, FWL: Feuerungswärmeleistung

²⁾ wiederkehrende Messung nach 1. BImSchV

³⁾ Prüfstandsmessung in Anlehnung an DIN EN 303-5

Von einigen Anforderungen der 1. BImSchV können die zuständigen Behörden unter bestimmten Bedingungen Ausnahmen zulassen. Hierdurch wird die Verfeuerung von Getreidekörnern auch in Anlagen zwischen 15 und 100 kW thermischer Leistung ermöglicht. Bayern hat neben den Ländern Baden-Württemberg, Nordrhein-Westfalen, Thüringen und Sachsen-Anhalt einheitliche Anforderungen für die Erteilung von Ausnahmeregelungen vorgegeben. Neben der wiederkehrenden Überwachung im Betrieb sind dabei auch Begrenzungen für Staub und NO_x am Prüfstand zu beachten.

Weiterhin können in Bayern nur Betriebe der Land- und Forstwirtschaft, des Gartenbaus und des Agrargewerbes eine Ausnahmegenehmigung erhalten. Die aktuellen Emissionsgrenzwerte sind in Tabelle 1 dargestellt.

Novelle der 1. BImSchV

Auf Betreiben des Agrarsektors und der Bundesländer zeichnet sich die Aufnahme von Getreidekörnern als Regelbrennstoff in die 1. BImSchV ab. Im Gegenzug werden bei der geplanten Novelle der Rechtsnorm die Emissionsanforderungen bei der Verfeuerung von Festbrennstoffen spürbar verschärft. Für Getreide und Stroh werden zudem die NO_x- und PCDD/F-Emissionen im Prüfstandsbetrieb begrenzt. Die neuen Grenzwerte sind bislang in einem Eckpunktepapier der Länder dargelegt [BMU 2006]. Unmittelbar nach Verabschiedung der für 2008 angekündigten Novelle soll ein Staubgrenzwert von 60 mg/m³N gelten, der mit modernen Holzhackgut- und Holzpelletsfeuerungen erreicht werden kann. Ab 2015 soll die Staubausmission auf 20 mg/m³N begrenzt werden. Dann würden auch für die bislang als unkritisch angesehenen Biobrennstoffe absehbar ähnliche Sekundärmaßnahmen zur Abgasentstaubung benötigt, wie sie bereits jetzt für die Getreideverbrennung entwickelt werden. Eine Grenzwertverschärfung ergibt sich außerdem durch den von 13 auf 11% verringerten Bezugssauerstoffgehalt. Tabelle 2 enthält die für Getreide und Stroh relevanten Anforderungen der geplanten Novelle.

Tabelle 2: Relevante Eckpunkte der geplanten 1. BImSchV-Novelle für die Verbrennung von Getreide und Stroh

Zeitpunkt der Inbetriebnahme		3 Monate nach Inkrafttreten der Novelle			ab 2015	
		Praxisbetrieb ²⁾		Prüfstand ³⁾	Praxisbetrieb ²⁾	Prüfstand ³⁾
NWL ¹⁾ [kW]		>15 - 500	>500 - <1.000	>15 - <1.000	>15 - < 1.000	
Emissionsgrenzwert	CO	1.000	600	-	400	-
	Staub	60	60	-	20	-
	NO _x	-	-	600	-	500
	PCDD/F [ng/m ³ N]	-	-	0,1	-	0,1
O ₂ -Bezug [%]		11			11	

¹⁾ NWL: Nennwärmeleistung

²⁾ wiederkehrende Messung nach 1. BImSchV

³⁾ Prüfstandsmessung in Anlehnung an DIN EN 303-5

2.2 Stand der Technik

Feuerungstechnik

Aus technischer Sicht haben Getreide und Stroh schlechtere Brennstoffeigenschaften als Holz. So liegt der Aschegehalt von Stroh und Getreide etwa um das 10-fache

höher als der von Holz, was zur Folge hat, dass für einen weitestgehend automatisierten Betrieb der Feuerungsanlage ein Ascheaustragssystem erforderlich ist.

Ein weiteres Problem hinsichtlich der Stroh- und Getreideaschen sind die niedrigen Ascheschmelzpunkte. Die Erweichungstemperatur von Strohasche liegt normalerweise zwischen 900 °C und 1.000 °C (Rapsstroh 1.200 °C), bei Getreidekörnern beträgt der Wert ca. 700 °C. Hierdurch kann es zur Verschlackung des Brennraums kommen, außerdem können größere Schlackebrocken das automatische Austragsystem behindern. Die niedrigen Schmelztemperaturen sind auf den hohen Mineraliengehalt der Asche zurückzuführen, wobei vor allem das Verhältnis $\text{SiO}_2 - \text{K}_2\text{O} - \text{CaO}$ relevant ist [Hartmann 2004]. Durch Zugabe von Additiven, beispielsweise Kalk, können die Ascheerweichungstemperatur erhöht und somit die Schlackebildung vermieden werden. Eine andere Strategie ist, die Glutbetttemperatur durch eine wassergekühlte Feuerungsmulde unter die Ascheerweichungstemperatur zu senken. Jedoch können bei diesem Feuerungsprinzip in kälteren Zonen der Brennmulde Korrosionserscheinungen auftreten. Die Korrosionsproblematik tritt auch an den Wärmetauscherflächen auf und ist vor allem auf die vergleichsweise hohen Chlorgehalte von Getreide- und Stroh zurückzuführen. Durch Verzicht auf chloridhaltige Mineraldünger und Wahl eines geeigneten Erntezeitpunkts können die Chlorgehalte des Brennstoffs günstig beeinflusst werden. Tabelle 3 enthält eine Gegenüberstellung der relevanten Eigenschaften verschiedener Biobrennstoffe.

Tabelle 3: Eigenschaften verschiedener Biobrennstoffe

	Einheit	Hackschnitzel	Holzpellets	Strohpellets	Getreide
Schüttgewicht	kg/m ³	350	650	600	750
Typ. Heizwerte	kWh/kg	3,5	4,9	4,0	4,0
Wassergehalt	%	< 50	< 12	< 20	< 16
Aschegehalt	%	0,5 – 2	< 1,5	5 – 7	2 – 3
Erweichungspunkt	°C	1.200 – 1.400	1.200 – 1.400	900 – 1.200	700 – 800
Stickstoffgehalt	%	0,2 – 0,6	< 0,3	0,4 – 1,0	1,7 – 2,3
Chlorgehalt	mg/kg	50 – 150	< 200	2.000 – 5.000	500 – 900
Schwefelgehalt	mg/kg	200 – 600	< 400	500 – 1.500	1.000 – 1.200

Derzeit sind in Deutschland etwa 20 Anbieter für Anlagen zur Getreide- und Strohverbrennung bekannt. Die Anlagentechnik hierfür ist deutlich aufwändiger als bei der Verfeuerung von naturbelassenem Holz. Dem stand bisher kein ausreichender Kostenvorteil auf der Brennstoffseite gegenüber, so dass diese Einsatzstoffe in Deutschland bislang nur in geringem Umfang verwendet wurden. In der Regel sind die verwendeten Feuerungsarten aus der Holz- bzw. Pelletverbrennung bekannt und wurden für den Einsatz von Getreide und Stroh modifiziert. Im größeren Leistungsbereich kommen auch Ganzballenfeuerungen für Stroh zum Einsatz. Die Mehrzahl der

Anlagen stammt aus Dänemark, wo die Strohverbrennung in erheblichen Umfang praktiziert wird. Dort bestehen erheblich geringere Emissionsanforderungen, weshalb die Aktivitäten der Hersteller nicht primär auf die Schadstoffminderung abzielen. Lediglich eine der auf dem Markt befindlichen Anlagen unter 50 kW stellt eine speziell auf Getreidekörner abgestimmte Neuentwicklung dar [Boos 2005].

Abgasreinigung

Die Verbrennung von Getreide und Stroh kann im Vergleich zu Holz zu signifikant höheren Emissionen führen, insbesondere in Bezug auf CO, Gesamt-C, PAK, NO_x, HCl, PCDD/F und Staub.

Die partikelförmigen Emissionen sind aufgrund des hohen Feinststaubanteils (ca. 90% < 1µm) problematisch, zudem lagern sich an ihnen bevorzugt reaktive Aerosole, Dioxine und Furane an [Hartmann 2004]. Aufgrund des schlechteren Abscheideverhaltens feiner Partikel reichen bei der Getreide- und Strohverbrennung einfache Zyklen zur Entstaubung nicht aus. Elektro- oder Gewebefilter sind prinzipiell geeignet, werden aber im kleinen Leistungsbereich bisher nicht serienmäßig angeboten. Allerdings befinden sich Klein-Elektrofilter in der Entwicklung [Beer 2005, Heidenreich 2006]. Rauchgaskondensationsanlagen könnten ebenfalls zur Entstaubung beitragen, werfen aber ähnlich wie Nasswäscher möglicherweise neue Probleme mit der Kondensat- bzw. Waschwasserableitung auf.

Erhöhte CO-, VOC- und PAK-Gehalte im Abgas sind meist auf unkontrollierte Verbrennungszustände zurückzuführen (z.B. Emissionsspitzen bei Bewegung eines Ascheschiebers; durch Verschlackung gestörte Luftführung). Modifikationen bzw. Weiterentwicklungen der Feuerungstechnik lassen eine Verringerung dieser Emissionen auf ein vertretbares Maß erwarten.

Zur Minimierung der Stickoxidemissionen in kleinen Anlagen wird versucht, die Luftstufung zu optimieren. Zunächst sollen in der unterstöchiometrischen Reduktionszone Stickoxide abgebaut werden, ein vollständiger Ausbrand findet dann in der folgenden Oxidationszone statt. Messungen an bestehenden Anlagen weisen auf Verbesserungsbedarf in diesem Punkt hin [Hering 2006]. Derzeit geht ein guter CO-Ausbrand häufig noch zu Lasten der NO_x-Emission. Mit etwas größerem technischem Aufwand kann auch eine Rauchgasrückführung vorgesehen werden. Bewährte Sekundärmaßnahmen zur Rauchgasentstickung (SCR und SNCR) sind aus wirtschaftlichen Erwägungen nur bei größeren Anlagen einzusetzen.

Als Sekundärmaßnahme zur Abscheidung saurer Schadgase wäre prinzipiell die Eindüsung einer basischen Komponente, evtl. ergänzt durch zusätzliche Adsorbentien (z.B. Aktivkohle), in den Abgasstrang möglich. Dieses Vorgehen ist dann effektiv, wenn stromabwärts ein filternder Abscheider liegt. Bei fehlenden Emissionsbegrenzungen für HCl und SO₂ wird dieses Vorgehen im Kleinfeuerungsbereich wegen der

aufwändigen Anlagentechnik nicht praktiziert. Allerdings kann die Anhebung des Ascheschmelzpunkts durch Kalkzugabe im Feuerraum zum Abbau saurer Abgasbestandteile beitragen, was neben der Emissionsminderung auch die Korrosionsgefahr in nachgeschalteten Anlagenteilen verringert.

Die Datenlage über PCDD/F-Emissionen aus der Getreide- und Strohverbrennung ist noch lückenhaft. Eine Korrelation zwischen den Emissionen und dem Brennstoff-Chlorgehalt scheint gegeben zu sein [Launhardt 2000]. Aufgrund der Anlagerung von Dioxinen und Furanen an Staub steht deren Emission auch im Zusammenhang mit dem Partikelgehalt im Abgas. Derzeit kann noch nicht abschließend beurteilt werden, ob die geltenden bzw. diskutierten Grenzwerte für Gesamtstaub die Einhaltung einer Emissionsbegrenzung von 0,1 ng TE PCDD/F sicherstellen.

3 Feuerungsentwicklung

3.1 Projektstruktur

Das hier vorgestellte Projekt stellt ein erfolgreiches Beispiel einer regionalen Entwicklungskooperation dar. Die in Amberg ansässige Fa. Grimm produziert seit über 70 Jahren Wärmeerzeuger zur thermischen Nutzung von Holz und Biomasse. Seit 1988 bietet die Fa. Grimm auch Hackschnitzelheizungen an, ab 1999 erfolgte die Markteinführung der „Grimm-pellino“-Pelletheizungen. Aufgrund der zahlreichen Anfragen aus der Landwirtschaft nach Kleinverbrennungsanlagen für Getreidekörner möchte der Hersteller sein Produktspektrum dahingehend erweitern. Im Projekt obliegen der Fa. Grimm die Entwicklung und Bau von Feuerung und Kessel, die Installation der Testanlage auf einem Prüfstand und die Unterstützung des Testbetriebs durch erfahrene Praktiker.

Die Herding GmbH Filtertechnik führte in den Jahren 1981/82 Sinterlamellenfilter aus gesintertem Kunststoff ein. Im vorliegenden Vorhaben kommt der so genannte AL-PHA-Filter zum Einsatz. Dabei handelt es sich um neu entwickelte Filterelemente auf Ton- und Glasbasis mit hoher chemischer und thermischer Beständigkeit. Mehrere Filterelemente werden zu Clustern gebündelt und finden ihr Einsatzgebiet in erster Linie bei Trocknungs- und Verbrennungsprozessen.

Der Fachhochschule Amberg-Weiden obliegt die Federführung bei Ausgestaltung und Optimierung der Feuerraumgeometrie. Hierfür kommen moderne numerische Simulationsverfahren zum Einsatz. Zudem bietet die FH mit ihrem Feuerungsprüfstand den Standort zur Erprobung der Kleinfeuerungsanlage unter definierten und reproduzierbaren Bedingungen. Technische Ausstattung und Mitarbeiter gewährleisten eine einem unabhängigen Prüfinstitut vergleichbare Qualität der durchzuführenden Untersuchungen.

Das ATZ Entwicklungszentrum fokussiert sich auf Verfahren und Werkstoffe für die Energietechnik. In den zwei Fachabteilungen Werkstofftechnik und Verfahrenstechnik werden ganzheitliche Lösungen für die dezentrale Nutzung regenerativer Energien aus Biomasse und Reststoffen erarbeitet. Neben der Gesamtkoordination liegen die Projektaufgaben in der Entwicklung der verfahrenstechnischen Konzepte, der Bereitstellung einer alternativen Filtertechnologie und dem Aufbringen von thermisch gespritzten Schichten in besonders korrosionsgefährdeten Bereichen der Anlage.

Durch Bündelung dieser lokalen Kompetenzen konnten erfolgreich Fördermittel des Bundesministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (BMELV) für die Region akquiriert werden. Das Vorhaben ist in einen größeren Projektverbund der Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe (FNR) integriert, in dessen Rahmen sechs Neuentwicklungen zu der Thematik unterstützt werden und vier Institutionen Feldtests an bereits auf dem Markt befindlichen Anlagen durchführen. Um die Vergleichbarkeit zu gewährleisten, erfolgen alle Untersuchungen mit Referenzbrennstoffen, die von der Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft (TLL) zur Verfügung gestellt werden.

Im Projekt werden bewusst zwei verschiedene Konfigurationen der Abgasentstaubung einer vergleichenden Bewertung unterzogen. Funktionalität und Emissionsverhalten im Dauerbetrieb werden mit Pellets aus Weizen- und Roggenstroh sowie mit Wintergerste- und Winterweizenkörnern getestet. Die resultierenden Erkenntnisse dienen dazu, die Feuerung zur Marktreife zu optimieren.

3.2 Technisches Konzept

Niedrige Staubemissionen sollen bei der geplanten Feuerungsanlage durch den Einsatz zweier verschiedener Abgasreinigungstechniken – des ALPHA-Filters der Firma Herding und eines am ATZ Entwicklungszentrum konzipierten Schüttsschichtfilters – erreicht werden.

Abbildung 1 veranschaulicht den Aufbau eines ALPHA-Clusters. Die zylindrischen, bis ca. 400 °C beständigen Grundelemente sind auf der Außenseite mit einer anorganischen Beschichtung versehen, um auch bei einer Abscheidung feinster Stäube eine Oberflächenfiltration mit langer Lebensdauer bei niedrigen Druckverlusten zu gewährleisten. Der vom ATZ Entwicklungszentrum gestaltete Schüttsschichtfilter besteht aus einem Gehäuse, in das verschiedene Rostformen, auf denen eine Schüttung ruht, eingebracht werden können. Abbildung 2 zeigt das Funktionsprinzip schematisch auf. Beide Filter werden mit einer automatischen Steuerung ausgestattet, die die Abreinigung regelt. Zur periodischen Reinigung des ALPHA-Filters wird Druckluft benötigt, während das Schüttgut im ATZ-Filter durch einfache mechanische Elemente gereinigt bzw. ausgetauscht wird. Für den technisch aufwändigeren ALPHA-Filter

wird eine hohe Abreinigungseffizienz erwartet. Möglicherweise sind aber auch mit dem Schüttsschichtkonzept die erforderlichen Reingaswerte sicherzustellen.



Abbildung 1: Filterelement (Cluster) des ALPHA-Filters

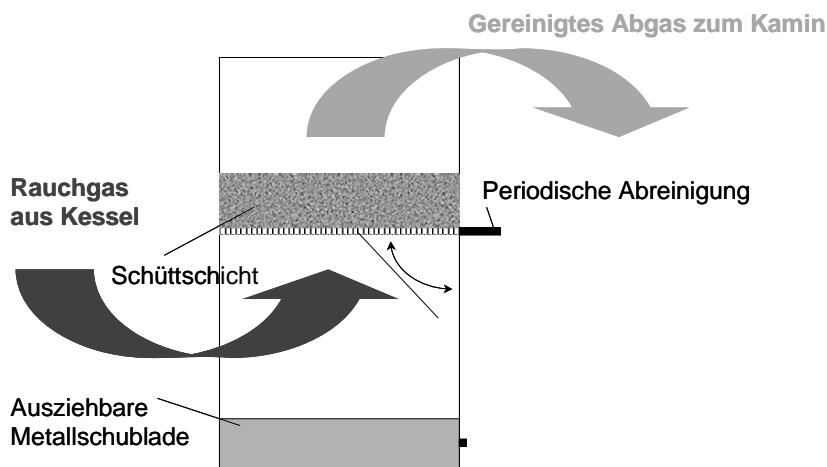


Abbildung 2: schematischer Aufbau des Schüttsschichtfilters

Ein stabiles Verbrennungsverhalten wird durch die komplette Neukonzeption des Feuerraums gewährleistet. Bewegte Elemente sorgen für eine ausreichende Schürrwirkung und stellen den Aschenaustrag sicher. Zur Minimierung von Stickoxiden ist eine ausreichende Verweilzeit in der Reduktionszone gegeben. Die Sekundärluft wird über ein spezielles Mischungselement in das Rauchgas eingebracht, was zusammen mit der nachfolgenden Strömungsführung zum vollständigen Ausbrand führt. Korrosionsgefährdete Bereiche der Feuerung werden am ATZ Entwicklungszentrum mit einer thermisch gespritzten Schutzschicht versehen. Hier kann auf die Erfahrungen der letzten Jahre im Zusammenhang mit funktionalen Schichten in Abfallverbrennungsanlagen zurückgegriffen werden. Der Rauchrohrkessel ist mit spiralförmigen Reinigungselementen ausgestattet, wodurch eine übermäßige Belagsbildung vermieden wird.

4 Ergebnisse

Abbildung 3 zeigt die neu entwickelte Feuerung auf dem Prüfstand der FH Amberg-Weiden. In der Konfiguration mit Schüttsschichtfilter wurden seit der Inbetriebnahme im September 2006 umfangreiche Testläufe mit den vier Referenzbrennstoffen durchgeführt. Neben der Detailoptimierung werden derzeit auch die Umbauarbeiten zur Installation des ALPHA-Filter vorbereitet.



Abbildung 3: Feuerungsprüfstand an der FH Amberg-Weiden

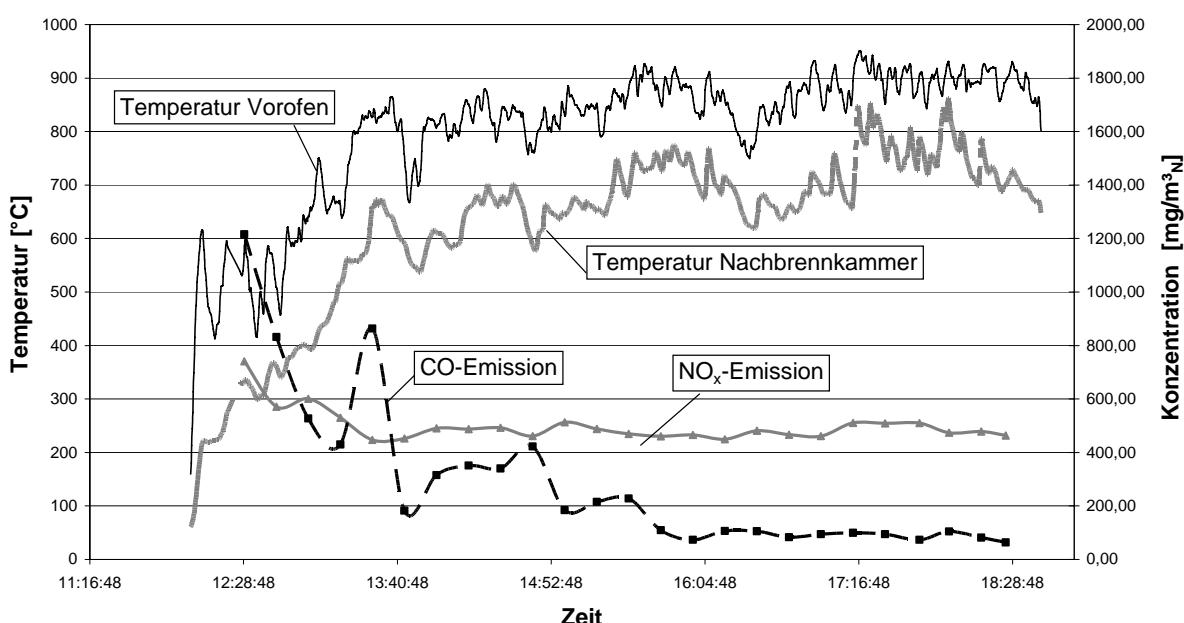


Abbildung 4: Verlauf der Feuerraumtemperaturen sowie der CO- und NO_x-Emissionen bei der Verbrennung von Wintergerste (O₂-Bezug 11%)

Abbildung 4 zeigt beispielhaft den temperaturabhängigen Emissionsverlauf der Verbrennung von Gerstenkörnern. Zu Beginn des Versuchs ist erwartungsgemäß noch kein vollständiger Ausbrand gewährleistet. Mit steigender Temperatur im Vorofen und in der Nachbrennkammer stellt sich ein zufrieden stellender CO-Emissionswert ein. Erfreulicherweise geht der gute Ausbrand nicht, wie bei anderen Getreidefeuerungen zu beobachten, mit erhöhten NO_x-Emissionen einher. Ferner ist bei der Beurteilung zu beachten, dass die hier dargestellten Messwerte im Vorgriff auf eine novellierte 1. BlmSchV bereits auf einen Sauerstoffgehalt im Abgas von 11% bezogen wurden.

Eine Übersicht über die bisherigen Versuchsreihen wird in den nachfolgenden Abbildungen gegeben. Zur Erfassung der Emissionswerte wurden jeweils einzelne Halbstunden-Messungen durchgeführt. Aufgeführt sind die Anzahl der Halbstunden-Messungen (n) sowie die Extrem- und Mittelwerte über alle einzelnen Messpunkte. Abbildung 5 gibt die CO-Emissionen wieder. Die mittlere Emission erfüllt auch den für 2015 diskutierten strengen Grenzwert von 400 mg/m³_N. Allerdings treten immer noch kurzzeitig sehr hohe Emissionsspitzen auf, die mit den Bewegungen der Brennstoffschieber korrelieren.

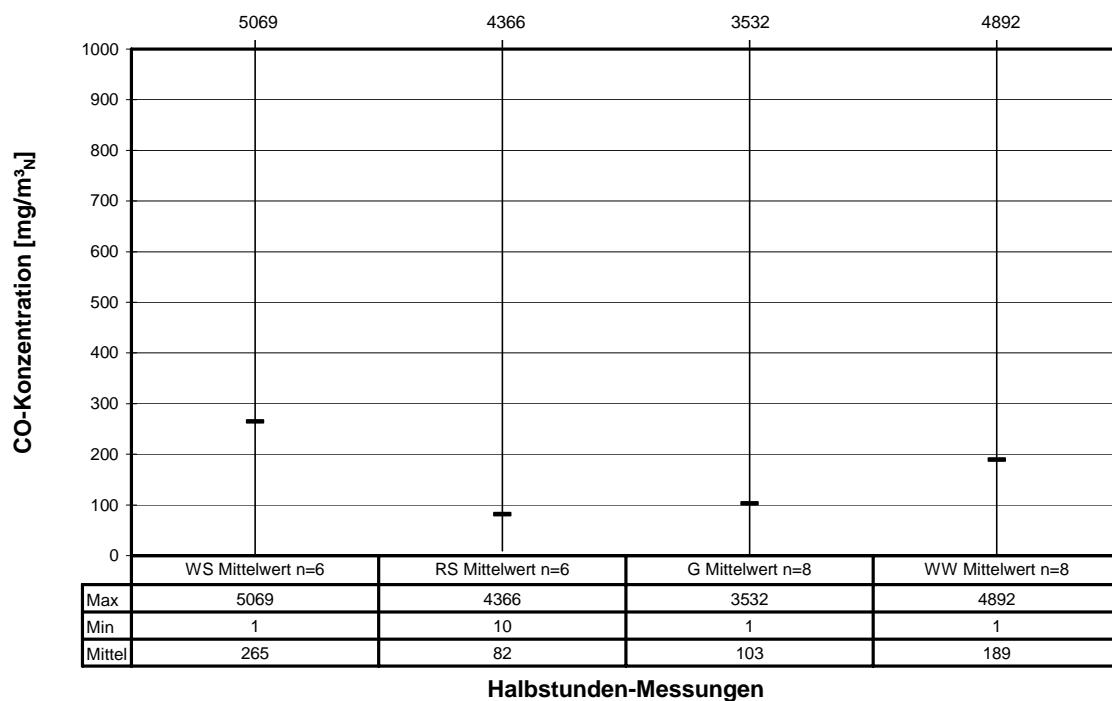


Abbildung 5: CO-Emissionen der Versuchsfeuerung (n: Anzahl der Halbstundenmessungen; WS: Weizenstroh; RS: Roggenstroh; G: Gerste; WW: Winterweizen; O₂-Bezug 11%)

Die verbesserte Einregelung der bewegten Bauteile ist Gegenstand der laufenden Optimierung. Die NO_x-Werte bei der Verbrennung von Stroh liegen tendenziell niedriger als bei der Verbrennung von Getreidekörnern (Abbildung 6). Dieses Ergebnis

entspricht der Erwartung und spiegelt den höheren Stickstoffgehalt in der Feldfrucht wieder. Auch die Stickoxidemissionen der neu entwickelten Feuerung erfüllen die zukünftig zu erwartenden Grenzwerte und belegen den Nutzen des Verbrennungskonzepts mit starker Luftstufung auch in kleinsten Leistungsbereichen.

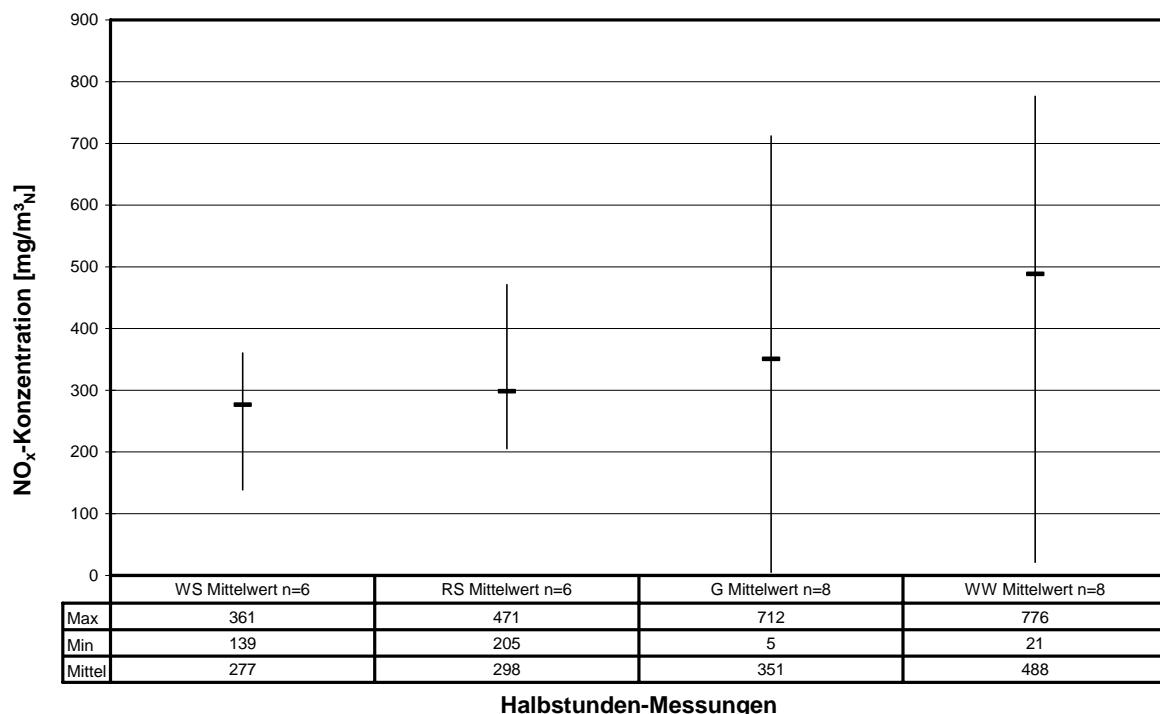


Abbildung 6: NO_x-Emisionen der Versuchsfeuerung (n: Anzahl der Halbstundenmessungen; WS: Weizenstroh; RS: Roggenstroh; G: Gerste; WW: Winterweizen; O₂-Bezug 11%)

Bei Betrachtung der gasförmigen Schadstoffe konnte bereits in relativ kurzer Zeit nach der Inbetriebnahme ein äußerst zufrieden stellendes Emissionsverhalten erreicht werden. Bezüglich der Staubemission sind mit der momentanen Konfiguration (Schüttsschichtfilter) die angepeilten Reingaswerte nicht in allen Betriebszuständen sicherzustellen. Mit jedem der Referenzbrennstoffe ist jedoch eine Verbesserung zu erreichen (Abbildung 7), so dass die Anlage derzeit genehmigungskonform betrieben werden könnte. Insbesondere bei der Verbrennung von Roggenstroh lagen die bisher erreichten Entstaubungsleistungen aber lediglich im Bereich des vergleichsweise hohen Grenzwerts der 1. BImSchV. Mit Weizenstroh wurden sehr niedrige Staubgehalte festgestellt, was allerdings zum großen Teil auf den reproduzierbar geringen Staubgehalt im Rohgas zurückzuführen ist. In der bisherigen Betriebszeit konnten aber bei weitem noch nicht alle Optimierungsansätze erprobt werden. Hierzu sind weitergehende Testreihen mit Variationen des Schüttungsmaterials, der Korngrößen und der Schichtdicke erforderlich. Außerdem steht nach der Umrüstung auf den AL-PHA-Filter eine Anlagenkonfiguration zur Verfügung, die mit hoher Wahrscheinlichkeit auch strengsten Reingasanforderungen gerecht werden wird.

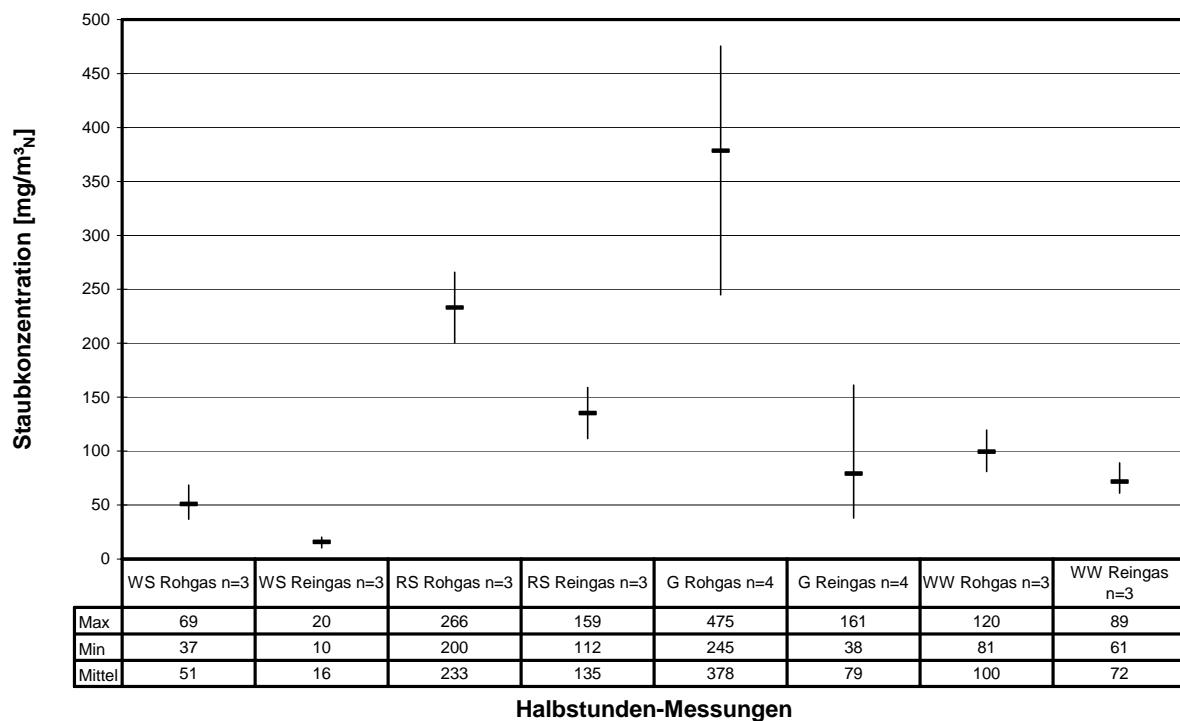


Abbildung 7: Staubemissionen der Versuchsfeuerung (n: Anzahl der Halbstundenmessungen; WS: Weizenstroh; RS: Roggenstroh; G: Gerste; WW: Winterweizen; O₂-Bezug 11%)

5 Zusammenfassung und Ausblick

Das ATZ Entwicklungszentrum betreibt in Kooperation mit der Fachhochschule Amberg-Weiden, der Fritz Grimm GmbH & Co. KG und der Herding GmbH Filtertechnik die Neuentwicklung einer Kleinfeuerungsanlage für Getreide und Stroh. Die Verbrennungsanlage ist mit bis zu 49 kW thermischer Leistung auf die Beheizung landwirtschaftlicher Wohn- und Betriebsgebäude ausgerichtet. Durch Bündelung regionaler Kompetenzen konnte ein Erfolg versprechender Ansatz rasch umgesetzt werden. Das Projekt wird über die Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe finanziell unterstützt.

Die technische Konzeption baut auf dem aktuellen Wissenstand auf und sieht eine stark gestufte Verbrennung vor, um CO- und NO_x-Emissionen wirksam zu verringern. Die vorhandenen Ergebnisse belegen den Nutzen der gewählten Maßnahmen. Bewegte Elemente im Feuerraum verhindern die Verschlackung und gewährleisten eine kontrollierte Luftführung. Vereinzelt noch auftretende CO-Spitzen sollen durch eine optimierte Regelung der Ascheschieber verringert werden.

Sekundärmaßnahmen zur Entstaubung werden bei der Verbrennung von Getreide und Stroh als notwendig erachtet. Dies gilt vor dem Hintergrund einer absehbaren Grenzwertverschärfung auch für die sehr kleinen Anlagen. Im Projekt werden des-

halb zwei verschiedene Filtersysteme auf die Anforderungen zugeschnitten und einer vergleichenden Bewertung unterzogen. Bisher liegen erste Erfahrungen mit einem einfach konstruierten Schüttsschichtfilter vor, dabei werden die geltenden Emissionsbegrenzungen eingehalten. Es bestehen darüber hinaus noch erhebliche Verbesserungsansätze, so dass die Entstaubungsleistung als steigerungsfähig angesehen werden kann. Alternativ wird mit dem ALPHA-Filter der Fa. Herding eine leistungsfähige industrielle Filtertechnik zur Verfügung gestellt, was niedrigste Staubgehalte sicherstellen sollte. Die experimentelle Untersuchung dieser Konfiguration steht derzeit noch aus.

6 Literatur

- Beer S.: Entwicklung und Test einer Elektrofilteranlage für kleine Biomasseheizkessel; 13. Symposium Energie aus Biomasse, Biogas, Flüssigkraftstoffe, Festbrennstoffe, Kloster Banz, Bad Staffelstein 25. – 26.11.2004, Ostbayerisches Technologie-Transfer-Institut e.V (OTTI) Regensburg 2004, S. 283 – 287
- BMU Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit: Eckpunktepapier Novellierung der 1. BlmSchV, Stand: 10.11.2006
- Boos W., Agroflamm Feuerungstechnik: Feuerungsanlagen: Technische Situation, Verschlackung, Ascheanfall, Korrosion, Automatisierung (Vortrag); 1. Tagung für Stroh- und Getreideverbrennung, Wetzlar 22.10.2005, Erneuerbare Energien Kommunikations- und Informationsservice GmbH, Reutlingen 2005
- Hartmann, H., Schmid, V., Link, H., Puttkamer, T. v., Unterberger, S., Hering, T., Pilz, M., Thrän, D., Härdlein, M.: Verbrennung in: Härdlein, M., Eltrop, L., Thrän, D. (Hrsg.): Voraussetzungen zur Standardisierung biogener Festbrennstoffe, Teil 1: Brennstoffeigenschaften, Auswirkungen und Einflussnahmemöglichkeiten, Landwirtschaftsverlag GmbH, Münster 2004, S. 196 – 285
- Heidenreich, R.: Potentiale und Lösungen zur Minderung der Staubemissionen bei der Verbrennung von Pflanzen in Kleinkesseln (Vortrag); Seminarveranstaltung „Alternative Biobrennstoffe“, Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz, Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e.V. (FNR), Berlin, 11.05.2006
- Hering, Th., Peisker, D., Vetter, A.: Stand der Felduntersuchungen an Kleinfeuerungsanlagen mit Biobrennstoffen (Vortrag); Seminarveranstaltung „Alternative Biobrennstoffe“, Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz, Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e.V. (FNR), Berlin, 11.05.2006
- Launhardt, T., Hartmann, H., Link, H., Schmid, V.: Verbrennungsversuche mit naturbelassenen biogenen Festbrennstoffen in einer Kleinfeuerungsanlage – Emissionen und Aschequalität, Bayerisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen (Hrsg.), München 2000

M. Faulstich, A. I. Urban, B. Bilitewski (Hrsg.)

**12. Fachtagung
Thermische Abfallbehandlung**

**Zwischenlagerung von brennbaren Abfällen und
verfügbare Behandlungskapazitäten in Deutschland**

Dipl. Ing. Markus Gleis
Umweltbundesamt, Dessau

Schriftenreihe des
Fachgebietes Abfalltechnik
Universität Kassel

1 Einleitung

Der 1. Juni 2005 war der Stichtag, der die Abfallwirtschaft in Deutschland gehörig durcheinander gewirbelt hat. Durch die Feststellungen in der Abfallablagерungsverordnung wurde der rechtlich verbindliche Rahmen geschaffen, auf dessen Grundlage die Ablagerung unbehandelter Siedlungsabfälle verboten und die Schließung von Siedlungsabfalldeponien angeordnet wurde. Dieser abfallpolitische Paukenschlag war möglicherweise die Geburtsstunde oder vielleicht auch nur die Wiederauferstehung eines alten Gedankens, der effektiven Energieerzeugung aus Abfällen. Neben einer technisch reizvollen Fragestellung, kam auch eine verwaltungsrechtliche bzw. abfallpolitische Fragestellung auf. Es ging nämlich um die Frage, was macht man mit seiner vorhandenen Deponie, die noch nicht vollständig befüllt war, zukünftig noch anfangen konnte. Da gibt es Notfälle, die sind nachvollziehbar, da werden Behandlungskapazitäten bei Abfallverbrennungsanlagen aus- oder neu gebaut, Lagerkapazitäten für Revisionen vorgehalten oder mechanisch-biologische Behandlungsanlagen eingerichtet oder optimiert. Aber dann gibt es da auch noch die Lager, die mit in Ballen gepressten Ersatzbrennstoffen bestückt sind, oder große Zwischenlager auf die Deponien, die der Betreiber eigentlich weiter nutzen wollte, was höchststrichterlich, durch die Bestätigung der Ablagerungskriterien, untersagt wurde (z.B. Deponie Eiterköpfe).

2 Rückblick auf die Zeit vor dem 1. Juni 2005

Die damaligen Prognosen, die im Wesentlichen im Jahr 2003 und im Hinblick auf den 1. Juni 2005 für das zu behandelnde Abfallaufkommen in Deutschland im Jahr 2005 erstellt wurden, basierten vorrangig auf den statistischen Daten für das Abfallaufkommen des Jahres 2000 des Statistischen Bundesamtes und auf zeitnahen Abfallbilanzen der Bundesländer. Bei der Auswertung unterschiedlicher Publikationen zu den für das Jahr 2005 prognostizierten Abfallmengen zeigt sich allerdings, dass, obwohl ähnliche Datenquellen herangezogen wurden, sich die von verschiedenen Institutionen (z. B. BDE, LAGA, Prognos AG) prognostizierten Abfallmengen in einer Bandbreite von ca. 22,5 bis ca. 40 Mio. t bewegen. Für die überlassungspflichtigen Siedlungsabfälle (Inhalt der grauen Hausmülltonne, Sperrmüll und Gewerbeabfall zur Beseitigung) bestand eine weitgehend übereinstimmende Prognose in Höhe von ca. 20 Mio. t. Die Unterschiede beim geschätzten Abfallgesamtaufkommen ergaben sich daher vor allem aus der Einbeziehung oder Vernachlässigung weiterer behandlungsbedürftiger Abfallarten, wie z.B. Sortierreste aus Kompostwerken und DSD-Anlagen, heizwertreiche Fraktionen aus der mechanisch-biologischen Aufbereitung von Siedlungsabfällen (MBA), Schredderleichtfraktion oder Klärschlamm und aus unterschiedlichen Annahmen über die zukünftigen Mengenentwicklungen einzelner Abfallarten. Hierbei wurden die Einflüsse laufender abfallwirtschaftlicher Maßnahmen wie die Auswirkungen der Gewerbeabfallverordnung oder weitergehende Erfolge bei der ge-

trennten Erfassung und Sammlung von Abfällen aus Haushalten von den verschiedenen Institutionen unterschiedlich berücksichtigt.

So waren in den ca. 40 Mio. t behandlungsbedürftiger Abfälle für 2005 etwa 10 Mio. t Klärschlämme (27 % TS) enthalten, die in der internen Prognose des BDE zukünftig als behandlungsbedürftig eingestuft wurden, da sie nach Einschätzung des BDE nicht mehr landwirtschaftlich verwertet werden könnten.

Berücksichtigte man bei den unterschiedlichen Prognosen der verschiedenen Institutionen die Bereiche mit der größten Übereinstimmung, so kam man in eine Bandbreite von 26 bis 31 Mio. t für die in 2005 anfallenden behandlungsbedürftigen Abfälle.

Tabelle 1: Auswahl veröffentlichter Prognosen für das Abfallaufkommen im Jahr 2005

Institution/Autor	Zu behandelnde Abfallmenge im Jahr 2005 in Mio. t	Quelle
LAGA	23,6	Bericht zur 61. UMK
Flamme	22,5	Bei ISAH erwähnt
Thome-Kozmiensky	23,8	Müll und Abfall 8/2003
ISAH	28,7	UFO-Plan-Vorhaben 299 34 301
Prognos	29,5 26,6 *	Branchenreport Entsorgungswirtschaft 2003
Bilitewski/Urban	33,0	Bei ISAH erwähnt
BDE	40,0 **	BMU-Arbeitskreis 2005, Vermerk 15.07.03

* ohne heizwertreiche Fraktion zur Mitverbrennung

** enthält ca. 10 Mio. t Klärschlamm

ISAH: Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik der Universität Hannover

Das Umweltbundesamt stützte seine Prognose auf die Datenbasis des Jahres 2000 und ging von einer behandlungsbedürftigen Abfallmenge von 34,7 Mio. t für diesen Zeitpunkt aus. Diese Annahme beruhte auf einer eigenständigen Auswertung der Daten des Statistischen Bundesamtes. Bei der Erstellung der Prognose wurden die Abfälle als vor der Ablagerung „behandlungsbedürftig“ eingestuft, die an Siedlungsabfallverbrennungsanlagen (MVA) und Mechanisch-biologischen Abfallbehandlungsanlagen (MBA) angeliefert wurden. Diese Menge wurde um einen bestimmten Anteil der auf Deponien angelieferten Abfälle ergänzt. Ausgehend von den sechsstelligen Abfallschlüsseln wurde für die auf Deponien angelieferten Abfälle unterschieden, ob der Abfall aufgrund höherer organischer Anteile zukünftig als behandlungsbedürftig einzustufen ist oder nicht. Auf der Grundlage dieser Annahme wurden von den 48,2 Mio. t im Jahr 2000 auf Deponien abgelagerten Abfälle ein Anteil von 19,6 Mio. t als behandlungsbedürftig eingestuft. Zu diesen 19,6 Mio. t wurden die 13,9 Mio. t an

MVA und 1,2 Mio. t an MBA im Jahr 2000 angelieferten Abfälle addiert, so dass eine behandlungsbedürftige Gesamtmenge von 34,7 Mio. t Abfall für das Jahr 2000 angenommen wurde.

Auf Grundlage dieser Datenbasis prognostizierte das Umweltbundesamt ein behandlungsbedürftiges Abfallaufkommen von 28,5 Mio. t für das Jahr 2005. Diese Prognose basierte auf der Annahme, dass die Gewerbeabfallverordnung greifen würde und somit die dort erfassten Abfallarten durch verbesserte Verwertungswege nur noch zu 25 % zum behandlungsbedürftigen Abfallaufkommen beitragen würden. Weiterhin wird davon ausgegangen, dass zumindest für das Holz aus dem Sperrmüll direkte Verwertungswege (z. B. in Holzverbrennungsanlagen) erschlossen würden und über eine weitere Getrenntsammlung oder verbesserte nachträgliche Sortierung das Hausmüllaufkommen nochmals geringfügig reduzieren würde. In der Summe aller Maßnahmen sollte sich die Menge der behandlungsbedürftigen Abfälle von 34,7 Mio. t in 2000 um ca. 20 % auf 27,4 Mio. t in 2005 reduzieren.

Auch für die im Jahr 2005 zur Verfügung stehenden Behandlungskapazitäten gab es ebenfalls unterschiedliche Prognosen. Gemäß der Prognose der LAGA vom 15.10.03 sollten im Jahr 2005 die sicher vorhandene Abfallentsorgungskapazität in MVAn 16,6 Mio. t und in MBAn 3,1 Mio. t (gesicherte Daten) betragen. Daraus wurde für das Jahr 2005 insgesamt eine Behandlungskapazität für Abfälle von 19,7 Mio. t hergeleitet. Darüber hinaus wurde die 2005 zur Verfügung stehende Mitverbrennungskapazität auf 1,0 Mio. t/a geschätzt.

Aufbauend auf die Prognose, dass für das Jahr 2005 insgesamt 28,5 Mio. t behandlungsbedürftige Abfälle zur Entsorgung anstehen, betrug der geschätzte zusätzliche Bedarf an Behandlungskapazitäten, welcher nicht rechtzeitig zum Juni 2005 zur Verfügung stehen würde, ca. 8 Mio. t / a. Die von den Ländern (LAGA) ermittelten Daten zu den verfügbaren und geplanten Behandlungskapazitäten (MVAn, MBAn, Mitverbrennung heizwertreicher Fraktionen) ergaben eine Gesamtkapazität von 26 Mio. t/a, welche kurzfristig nach Juni 2005 zur Verfügung stehen sollten. Die prognostizierten fehlenden Behandlungskapazitäten reduzierten sich somit auf ca. 3 Mio. t/a.

Prognosen für Abfallbehandlungskapazitäten im Jahre 2005 existierten von Prognos und der LAGA. Diese sind in nachfolgender Tabelle 2 zusammengefasst. Von der LAGA wurde nochmals eine Unterteilung in sichere und geplante Errichtung von Abfallbehandlungsanlagen vorgenommen. Sicher bedeutet hierbei, dass mit der Inbetriebnahme der Anlagen bis 2005 mit hoher Wahrscheinlichkeit zu rechnen war. Geplant bedeutete, es sind Vorbereitungsarbeiten für eine Anlage bekannt, jedoch ist es aufgrund des derzeitigen Status unsicher, ob eine rechtzeitige Fertigstellung bis 2005 erfolgen würde. Zudem war bei einzelnen Anlagen unklar, ob sie überhaupt errichtet werden.

Tabelle 2: Prognostizierte Behandlungskapazitäten für das Jahr 2005

	Vorhandene Kapazitäten in MVAn [Mio. t / a]	Vorhandene Kapazitäten in MBAn [Mio. t / a]	Mitverbrennungskapazität für heizwertreiche Fraktion [Mio. t / a]	Gesamte Behandlungskapazität Mio. t/a
Prognos	17,3	5,1	k.A.	22,4
LAGA				
- sicher	16,6	3,1	1,0	20,7
- geplant	18,0	5,9	2,1	26,0

Auf der Grundlage der Informationen der LAGA war davon auszugehen, dass zum 1. Juni 2005 etwa 20,7 Mio. t Behandlungskapazität zur Verfügung stehen würden. Diese Behandlungskapazität setzte sich aus 16,6 Mio. t/a Verbrennungskapazität in Siedlungsabfallverbrennungsanlagen (MVA), 3,1 Mio. t/a Behandlungskapazität in Mechanisch-biologischen Behandlungsanlagen (MBA) und 1,0 Mio. t/a Mitverbrennungskapazitäten für aufbereitete heizwertreiche Siedlungsabfälle zusammen. Ausgehend von der Annahme, dass 2005 das Gesamtaufkommen an behandlungsbedürftigen Abfällen 28,5 Mio. t betragen würde, wurde für das Jahr 2005 ein Fehlbedarf an Behandlungskapazitäten für Abfälle in der Größenordnung von etwa 8 Mio. t geschätzt. Unter der Voraussetzung, dass die weiteren geplanten Anlagenkapazitäten von ca. 5 Mio. t/a zügig fertig gestellt würden, sollten sich die fehlenden Abfallbehandlungskapazitäten bis 2007 auf ca. 3 Mio. t/a reduzieren. Als eine wesentliche Voraussetzung dafür wurde eine deutliche Steigerung der verfügbaren Mitverbrennungskapazitäten für aufbereitete Siedlungsabfälle auf mehr als das Doppelte der bereits für 2005 angesetzten Kapazitäten angesehen.

Für MVAn differierten die Angaben zwischen Prognos und LAGA nur geringfügig, da eine relativ sichere Datenbasis der in 2003 genutzten Kapazitäten in Abfallverbrennungsanlagen vorhanden war, die über das Jahr 2005 hinaus auch weiter betrieben würden. Darüber hinaus waren die Angaben zu Anlagenkapazitäten, die sich im Bau oder in einer fortgeschrittenen Planungs- und Genehmigungsphase befanden und mit deren Fertigstellung bis 2005 gerechnet werden konnte, relativ gesichert. Eigene Berechnungen des Umweltbundesamtes bestätigte die Prognose der LAGA für 2005 in Höhe von 16,6 Mio. t / a Verbrennungskapazitäten in MVAn.

Die Bereitschaft, neue Müllverbrennungsanlagen zu errichten oder bestehende zu erweitern, war im Zeitraum 2003/2004 recht verhalten, weil bei den möglichen Betreibern eine erhebliche Unsicherheit bestand, ob die vorhandenen und zukünftigen Kapazitäten überhaupt ausgelastet werden könnten. Daraus resultiert eine deutliche Zurückhaltung hinsichtlich der Schaffung weiterer MVA-Kapazitäten.

Für MBAn differierten die Prognosen der LAGA und von Prognos erheblich. Während Prognos für 2005 von vorhandenen Kapazitäten in MBAn in Höhe von 5,1 Mio. t aus-

ging, prognostizierte die LAGA eine für 2005 vorhandene gesicherte Behandlungskapazität in MBAn von 3,1 Mio. t. Die Prognosedaten der LAGA gingen in die weiteren Schätzungen des Umweltbundesamtes hinsichtlich der zu erwartenden Abfallbehandlungskapazitäten ein.

Aus der Addition der voraussichtlich 2005 vorhandenen Behandlungskapazitäten in MVAn und MBAn sowie der prognostizierten Mitverbrennungskapazität für heizwertreiche Abfälle wurde aus damaliger Sicht, die für das Jahr 2005 mit sehr hoher Wahrscheinlichkeit zur Verfügung stehende Gesamt-Behandlungskapazität für Abfälle abgeleitet. Demnach sollten im Jahr 2005 Behandlungskapazitäten für 20,7 Mio. t Abfälle zur Verfügung stehen. Bei der Annahme, dass 2005 das Gesamtaufkommen an behandlungsbedürftigen Abfällen 28,5 Mio t betragen würde, ergab sich auf der Grundlage der vorgenannten Annahmen für das Jahr 2005 ein zusätzlicher Bedarf an Behandlungskapazitäten in Höhe von etwa 8 Mio. t. Unter der Annahme, dass die weiteren geplanten Anlagenkapazitäten in Höhe von ca. 5 Mio. t/a zügig fertig gestellt würden, sollte sich die Lücke an Behandlungskapazitäten kurzfristig nach dem Juni 2005 auf ca. 3 Mio. t/a reduzieren.

Im Jahre 1999 erfolgte eine Untersuchung der Prognos AG im Auftrag des Umweltbundesamtes (FKZ 298 343 25) zur Situation der Mitverbrennung von Abfällen in industriellen Feuerungsanlagen. Hierbei wurde im Ergebnis festgestellt, dass einer genehmigten Mitverbrennungskapazität von 6 Mio. t / a eine tatsächlich mitverbrannte Abfallmenge von nur 2,3 Mio. t / a gegenübersteht, so dass die erteilten Genehmigungen nur zu 38 % ausgenutzt wurden. Dabei wurde allerdings auch deutlich, dass bei der genehmigten Abfallmenge in der Zementindustrie nur 7 % auf aufbereitete Siedlungsabfälle entfielen. Insgesamt wurde 2003 das künftige Mitverbrennungspotenzial auf ca. 8 bis 16 Mio. t / a geschätzt.

2.1 Daten zu eingesetzten Mengen in verschiedenen Branchen

Die Daten für die nachfolgenden Zusammenstellungen beziehen sich auf Untersuchungen, die durch die Prognos AG im Auftrag von UBA/BMU und MUNLV NRW für die Bundesrepublik Deutschland und das Land Nordrhein-Westfalen (NRW) durchgeführt wurden.

Zementindustrie

Insgesamt 31 der 44 Betriebsstätten mit Klinkererzeugung verfügen nach den Ergebnissen eines Forschungsvorhabens von der Prognos AG im Auftrag des BMU/UBA mit dem Titel „Untersuchung der Umweltauswirkungen des Einsatzes von Abfällen außerhalb thermischer Abfallbehandlungsanlagen“ über Genehmigungen zum Einsatz von Ersatzbrennstoffen. Die in diesen Anlagen zur energetischen Nutzung einsetzbaren Abfallarten lassen sich in die folgenden Abfallgruppen unterteilen:

- Altöle und ölhaltige Abfälle,
- unterschiedliche Lösemittel,
- Altreifen, Reifenschnitzel und Gummiabfälle,
- Kunststoffe (Polymere, Kunsthärze und Textilien),
- Papierreste und Spuckstoffe,
- Holzabfälle,
- Brennstoff aus vermischten produktionsspezifischen Abfällen,
- Brennstoff aus heizwertreichen Fraktionen von Siedlungsabfällen.

Tabelle 3: Genehmigte Kapazitäten der 31 Zementwerke zur energetischen Verwertung von Abfällen (Angaben in t/a)

	NRW	Baden-Württemberg	Bayern	Sonstige Bundesländer	BR-Deutschland
Anzahl der Anlagen	10	6	6	9	31
Abfallarten	Maximale Kapazitäten zur Mitverbrennung in t/a				
Altreifen	118.500	109.000	202.000	166.700	596.200
Altöle und ölhaltige Abfälle	24.000	26.000	117.000	273.500	440.500
Lösemittel und -gemische	16.000	0	80.000	0	96.000
Holzabfälle	64.000	116.000	170.000	16.000	366.000
Kunststoffe, Textilien	70.000	21.500	40.000	80.000	211.500
Spuckstoffe, Papier-schlämme	105.000	0	40.000	44.000	189.000
Brennstoffe aus aufbereite-ten Produktionsabfällen	391.500	116.000	112.000	268.400	887.900
Brennstoffe aus aufbereite-ten Siedlungsabfällen	217.500	0	0	¹⁾	217.500
Sonstige Abfälle	16.000 ²⁾	129.000 ³⁾	0	75.000 ⁴⁾	220.000
Summe	693.500 ⁵⁾	517.500	539.000 ⁵⁾	923.600 ⁵⁾	
	Gesamtkapazität Deutschland: 2.673.6005)				

¹⁾ in Brennstoffe aus Produktionsabfällen enthalten

²⁾ Steinkohlenfilterstaub

³⁾ Bleicherde, Wachse, Paraffine, Ölschlamm, fluorhaltiger und -freier Elektrodenkoks, Ruß, fluorhaltiger Kohlengrobstaub

⁴⁾ Bleicherde, Schlamm aus Öltrennanlagen, Rußpellets, org. Destillationsrückstände, ölverun-reinigte Böden

⁵⁾ Kapazitäten bei Vollastbetrieb mit 8.000 Jahresbetriebsstunden der Anlagen. Die Summe der Gesamtkapazitäten ist kleiner als die Kapazitäten für einzelne Abfälle, da z.T. Abfälle alternativ eingesetzt werden können.

Der Anteil der Ersatzbrennstoffe beträgt je nach Anlage 10 – 90 % der Feuerungs-wärmeleistung, im Durchschnitt 60 %. Die regionale Verteilung der Gesamtkapazitäten für den Einsatz von Ersatzbrennstoffen in der deutschen Zementindustrie ist in Tabelle 1 dargestellt.

Die Angaben in Tabelle 3 wurden dort, wo keine Jahreskapazitäten in t/a festgelegt sind bzw. von den zuständigen Genehmigungsbehörden benannt worden sind, mit 8.000 Jahresbetriebstunden auf der Grundlage der maximalen stündlichen Durchsatzleistung der jeweiligen Anlage hochgerechnet. Berücksichtigt man, dass konjunktuell, jahreszeitlich oder technisch bedingt anstelle der zugrunde gelegten 8.000 Jahresbetriebsstunden realistisch im Durchschnitt lediglich 7.000 h/a von den Anlagen erreicht werden, so ergibt sich hieraus eine realistische maximale Kapazität von immer noch knapp 2,3 Mio. t/a an Ersatzbrennstoffen, die die 31 Zementstandorte in Deutschland bereits heute an flüssigen oder festen Ersatzbrennstoffen einsetzen könnten. Von diesen möglichen Einsatzmengen haben die Betreiber ca. 40% ausgenutzt. Für das Jahr 1999 ergab sich eine tatsächlich eingesetzte Menge von etwa 945.000 t/a Ersatzbrennstoffen. Dabei handelte es sich insbesondere um Altreifen, Altöle und Brennstoffe aus Produktionsabfällen und heizwertreiche Fraktionen aus Siedlungsabfällen.

Stahl- und NE- Industrie

In der Stahlindustrie existieren bei 3 Standorten Genehmigungen, insgesamt 350.000 t/a, die 1999 zu etwa einem Drittel in Anspruch genommen wurden, insbesondere durch DSD-Kunststoffabfälle. In der Nichteisenmetallindustrie (NE) wurden insgesamt etwa 140.000 t/a Ersatzbrennstoffe an fünf Standorten eingesetzt (Altöle, ölhaltige Abfälle, Kunststoffabfälle).

Kraftwerke und Feuerungsanlagen

In 38 von insgesamt untersuchten 170 bedeutenden Kraftwerken in Nordrhein-Westfalen können Abfälle zur energetischen Verwertung eingesetzt werden. Mit rund 1,1 Mio. t/a werden in den nordrhein-westfälischen Kraftwerken und Feuerungsanlagen bereits heute erhebliche Mengen fester und flüssiger Ersatzbrennstoffe eingesetzt. Diese Menge ließe sich mehr als verdoppeln, wenn die Anlagenbetreiber ihre genehmigten Kapazitäten in Höhe von rund 3,2 Mio. t/a ausschöpfen würden. Mit einer genehmigten jährlichen Gesamtkapazität von weit über einer Million Tonnen und einer durchschnittlich eingesetzten Menge von jährlich rund 490.000 t stellen die produktionsspezifischen Abfälle aus der chemischen Industrie den größten Anteil der energetisch verwerteten Abfälle in Nordrhein-Westfalen.

Ansteigend ist der Einsatz von Klärschlämmen. So verfügen bislang drei Kraftwerke und zwei sonstige Feuerungsanlagen über Genehmigungen zum Einsatz von zusammen maximal 780.000 t industrieller und kommunaler Klärschlämme pro Jahr.

Ein weiteres Kraftwerk hat die Genehmigung zum Klärschlamm einsatz beantragt. Bislang werden bereits durchschnittlich rund 360.000 t/a eingesetzt.

Abfälle aus der Papierfabrikation kommen in drei Feuerungsanlagen in Nordrhein-Westfalen mit zusammen rund 125.000 t/a zum Einsatz. Die maximal genehmigte Gesamtmenge beträgt für diese Abfälle rund 220.000 t/a. Bei den sonstigen Abfällen sind bei einer genehmigten Gesamtmenge für die energetische Verwertung von rund 320.000 t/a vor allem gemischte Sekundär brennstoffe und einzelne besonders überwachungsbedürftige Abfälle von Bedeutung. Insgesamt werden jährlich über 100.000 t/a eingesetzt.

Wie aus der Zusammenstellung zu entnehmen ist beziehen sich die Mitverbrennungskapazitäten auf den Einsatz einer Vielzahl unterschiedlicher Abfälle. In der Tendenz ist eine Bevorzugung von Mono fraktionen zu erkennen, so dass die Möglichkeiten für den Einsatz von Ersatzbrennstoffen aus aufbereiteten Siedlungsabfällen deutlich begrenzt werden.

Zu den heizwertreichen Abfällen, die einer Verwertung sinnvoll zugeführt werden könnten, gehören ausgewählte Monoabfälle aus Industrie und Gewerbe sowie abgetrennte und aufbereitete Fraktionen aus Abfallgemischen wie Hausmüll, Sperrmüll, hausmüllähnliche Gewerbeabfälle, Sortierreste oder produktionsspezifische Abfälle. Für die heizwertreiche Fraktion aus Abfallgemischen wurde das Mengenpotenzial von zwei verschiedenen Quellen innerhalb folgender Spannbreiten geschätzt:

- ca. 6,5 bis 10,6 Mio t / a (EdDE 12/02, Entsorgergemeinschaft der Deutschen Entsorgungswirtschaft e.V.);
- auf 5,2 bis 8,4 Mio. t/a (Entsorga 3/99).

Tabelle 4: Im Jahr 1999 in industriellen Anlagen mitverbrannte Abfallmengen und genehmigte Kapazitäten

	Mitverbrannte Abfälle [Mio. t / a]	Genehmigte Mitverbrennungskapazitäten [Mio. t / a]	Auslastung der Genehmigung %
Zementindustrie (D)	0,95	2,3	40
Stahlindustrie (D)	0,12	0,35	33
Nichteisenmetall-industrie (D)	0,14	k.A.	k.A.
Kraftwerke und Feuerungsanlagen (nur NRW)	1,10	3,2	35
Gesamt	2,31	6,0	38

Heizwertreiche Monoabfälle sind z.B. Tiermehl, Altreifen, Papierschlämme, Klärschlämme oder Altöle. Sie werden derzeit bereits zu einem großen Anteil energetisch verwertet.

Die Ergebnisse der Prognosstudie für das Jahr 1999 sind in Tabelle 4 zusammenfassend dargestellt. Zu beachten ist, dass die Werte für Kraftwerke und Feuerungsanlagen sich nur auf NRW beziehen; die anderen Angaben gelten für das gesamte Bundesgebiet.

Es ist deutlich zu erkennen, dass die genehmigten Mitverbrennungskapazitäten 1999 nicht vollständig genutzt wurden. Der tatsächlich mitverbrannte Anteil betrug nur 38 % der Genehmigungskapazität (Berücksichtigung der Feuerungsanlagen und Kraftwerke nur in NRW). Hierfür wurden folgende Gründe angeführt:

- noch nicht bekannte technische Risiken für den Dauerbetrieb (Korrosion, Standzeiten, Wartungsaufwand),
- Defizite in der produzierten Ersatzbrennstoffqualität,
- mangelnde Akzeptanz,
- Bevorzugung von Monofraktionen ,
- geografische Verteilung der verfügbaren Kapazitäten oder
- zusätzliche strengere Anforderungen an den Sekundärbrennstoff (NRW).

Für die Zukunft wurde 2003 eine positive Entwicklung der energetischen Abfallverwertung gesehen [Quelle: Diegel und Glorius, RWE Umwelt (heute REMONDIS) V. Fresenius-Fachtagung im Juli 2003]. Als positive Aspekte wurden genannt:

- Akzeptanzerhöhung durch Novelle der 17. BlmSchV,
- Qualitätserhöhung durch Güteprüfungen für Sekundärbrennstoffe,
- Bau neuer Industrie-Heizkraftwerke (zur ausschließlichen Nutzung von Abfällen) in Aussicht,
- Großversuche zur optimierten Fördertechnik in staubgefeuerten Steinkohlekraftwerken bei RWE Umwelt und RWE Power sowie
- Fortschritte beim Aufbau von Mitverbrennungskapazitäten bei RWE Umwelt und RWE Rheinbraun und bei der Ersatzbrennstoffherstellung.

Das Potenzial für die Abfallmitverbrennung wurde als erheblich eingeschätzt. So soll es nach o.a. Autoren in den Kohlekraftwerken bei Substitution von 5 bis 10 % der Primärenergieträger bei 6,9 bis 13,7 Mio. t / a und in der Zementindustrie bei Substitution der Primärenergieträger von 25 bis 50 % bei 1,4 bis 2,9 Mio. t / a liegen. Daraus hätte sich insgesamt ein Mitverbrennungspotenzial zwischen 8,3 und 16,6 Mio. t / a abgeleitet.

Die LAGA hatte in ihrem Bericht 2003 als zum Juni 2005 gesicherte Mitverbrennungskapazität für heizwertreiche Fraktionen aus Abfallgemischen 1,0 Mio. t/a ge-

nannt. Als geplante Kapazität, die nach Juni 2005 zur Verfügung stehen würden, wurde von weiteren 1,1 Mio. t/a. berichtet.

Welche Schwierigkeiten zeichneten sich bereits 2003 ab?

- Der geografische Schwerpunkt der Mitverbrennungskapazitäten lag deutlich im westlichen Teil Deutschlands, dort konzentrieren sich aber auch die MVA-Kapazitäten.
- Gerade in den Bundesländern, die bevorzugt MBA-Konzepte zur Restmüllentsorgung ausgeschrieben haben, fehlten/fehlen Kapazitäten zur Siedlungsabfall- und Mitverbrennung.
- Im Jahr 2003 wurden deutliche Chancen für zusätzliche energetische/stoffliche Verwerter prognostiziert. Vereinfacht lassen sie sich als Typ „Pyrolyseanlagen“ oder „Vergasungsanlage“ zusammenfassen:
 - RWE Power Contherm,
 - Readymix Rüdersdorf
 - SVZ (Entsorgungszentrum Schwarze Pumpe)
- Als Risiken für diese Verfahren wurden vor allem die technische Verfügbarkeiten und Abnahmemarkt des Endproduktes bei der stofflichen Verwertung (z.B. Methanol) angesehen.
- Weiterhin wurden gute Chancen für zusätzliche für die Wärmenutzung am Standort optimierte Verbrennungsanlagen gesehen:
 - Typ „Industrie-HKW's“ (heute „EBS-Kraftwerke“): ca. 25 bis 100 MW Feuerungswärmeleistung,
 - Rost- oder Wirbelschichtfeuerung, z.B.: Typ SCA Witzenhausen, Infraserv, bei Frankfurt
- Als Vorteile wurden die Möglichkeiten einer homogeneren geografischen Verteilung und die Anpassung der Feuerungs- und Kesseltechnik an die zum Einsatz vorgesehenen Ersatzbrennstoffe angesehen.
- Als Risiken wurden die technischen Rahmenbedingungen mit den Forderungen nach sehr hohen Verfügbarkeiten von über 8000 Jahresstunden und die mangelnde Akzeptanz in der Bevölkerung eingeschätzt. Bereits 2003 war klar, dass die Projekte bis 2006 nicht vollständig realisierbar sein würden.

Vom Umweltbundesamt wurden 2003 die mittel- bis langfristigen Entwicklungspotentiale des Mitverbrennungsmarktes positiv eingeschätzt. Zur Nutzung dieser Potentiale wurde allerdings die Notwendigkeit eines politischen Anstoßes gesehen und auf die Möglichkeiten von Gesprächen zwischen dem Umweltministerium und den Energieversorgern hingewiesen. Für die EVU in Deutschland wurde in diesem Bereich ein Marktpotenzial prognostiziert, das sie erschließen sollten. Seitens der Kraftwerksbetreiber sollten die konkreten Anforderungen an die Eigenschaften der Ersatzbrennstoffe für die unterschiedlichen Verbrennungstechnologien klar definiert werden, so dass sich die Abfall aufbereitenden Unternehmen darauf einstellen könnten.

Es wurde weiterhin darauf hingewiesen, dass die Länder ihre Einflussmöglichkeiten ebenfalls stärker nutzen sollten. Als positives Beispiel wurde das „Forum Hochkalorik“ in Brandenburg benannt, auf dem sich dort regelmäßig alle interessierten Kreise trafen, um Lösungsansätze zu beraten und weiter zu verfolgen. Aus heutiger Sicht war die Aktivität gut, aber für Brandenburg nicht ausreichend, da nicht mit gleicher Vehemenz auch thermische Behandlungskapazitäten und deren Ausbau diskutiert wurden. In der 1. Fortschreibung des LAGA-Berichtes vom 15.10.03 wurden 0,39 Mio. t / a vorhandene Mitverbrennungskapazität für die heizwertreiche Fraktion und 0,51 Mio. t / a für weitere geplante Anlagen angegeben. In der Summe ergaben sich daraus 0,9 Mio. t / a Mitverbrennungskapazität allein in Brandenburg.

Einschließlich der Kapazitäten in NRW in Höhe von 0,71 Mio. t/a standen prognostiziert somit in nur zwei Bundesländern 1,6 Mio. t/a Mitverbrennungskapazitäten zur Verfügung. Dies war ein Großteil der für das gesamte Bundesgebiet mit 2,1 Mio. t/a prognostizierten Gesamtkapazität. Am Beispiel Brandenburg sollte gezeigt werden, dass die an verschiedenen Stellen diskutierten technischen Probleme bei der Mitverbrennung in Kraftwerken lösbar sind. Bereits 2003 wurde von Vattenfall angegeben, zukünftig im Braunkohlenkraftwerk Jänschwalde beispielsweise 150.000 t / a Ersatzbrennstoffe aus Abfällen (bei Bedarf bis zu 450.000 t / a) mitzuverbrennen. Eine der Kernaussagen des Umweltbundesamtes in 2003 lautete, dass eine ordnungsgemäße Entsorgung des größten Teils der behandlungsbedürftigen Abfälle ab Juni 2005 auf der Grundlage der vorgenannten Annahmen nur gewährleistet werden kann, wenn alle geplanten Abfallbehandlungsanlagen beschleunigt fertig gestellt und in erheblichem Maße weitere Kapazitäten für die Mitverbrennung von aufbereiteten heizwertreichen Abfallfraktionen in industriellen Feuerungs- oder Produktionsanlagen erschlossen werden könnten.

3 Stand der Abfallzwischenlagerung und der Abfallbehandlungskapazitäten

Die Entwicklung der Abfallbehandlung bis und nach Juni 2005 war turbulent, aber technisch nicht so innovativ wie erwartet. Das Bundes-Umweltministerium hatte zwar mit der Konzeption 2020 eine ambitionierte Vorgabe publiziert, auf deren Grundlage die rechtlichen und technischen Rahmenbedingungen geschaffen werden sollen, dass bis zum Jahr 2020 alle Siedlungsabfälle vermeiden oder verwertet werden. Diese Konzeption soll den Weg von der Abfall- zur Ressourcenwirtschaft einleiten. Dieser Weg wird deutlich durch die steigenden Rohstoffpreise unterstützt. In gleicher Weise trifft auch die verbesserte Energienutzung aus Abfällen wegen explodierender Energiepreise auf breites Interesse. Dies trifft sowohl auf die Verbesserung der Energienutzung bei Abfallverbrennungsanlagen als auch auf das neue oder vielleicht doch nur wiederbelebte Konzept der „EBS-Kraftwerke“ zu.

Die Alternativen zur klassischen Abfallverbrennung mussten erhebliche Rückschritte hinnehmen. Das „Wunder von Verbania“ konnte, die in die Vergasungstechnik (insbesondere von Politikern und Vorstandsetagen) gesteckten Erwartungen nicht erfüllen und endete in einem jahrelangen Rechtsstreit statt in einer funktionsfähigen Anlage. Die Hoffnungen von Thermoselect ruhen jetzt auf Japan. Womit sie sich das gleiche Schicksal mit der Schmelzbrenntechnik von Siemens teilen. Welches Schicksal die Vergasungsreaktoren der Schwarzen Pumpe erwartet, ist nach einem „Beinahkonkurs“ und mehrfachem Betreiberwechsel schwer prognostizierbar. Das augenblickliche Verhalten im Abfallmarkt lässt allerdings daran zweifeln, dass die Zukunft der schwarzen Pumpe noch im Bereich der Abfallbehandlung liegt. Sollte sich dies bewahrheiten, wäre dies zumindest ein Rückschlag für alle, die bei der Schwarzen Pumpe ihre heizwertreichen MBA-Fraktionen oder Trockenstabilate unterbringen wollten.

Das Trockenstabilatverfahren hat auch Federn gelassen. Die Firma Herhof war dem stark expandierenden Abfallgeschäft finanziell nicht mehr gewachsen und musste ihre Aktivitäten im Bereich des Trockenstabilates einstellen, wodurch einige Gemeinden, darunter besonders viele Landkreise in Hessen, feststellen mussten, dass sie vom „Königsweg“ in die Sackgasse geraten waren. Die Gründe, die zum Scheitern beitragen sind sicher vielfältig, so kamen zu einer für mechanisch-biologischen Verfahren (MBA) relativ teuren Verfahrenstechnik, deutlich höhere Zuzahlung für die Entsorgung des erzeugten Trockenstabilates hinzu, die die Wirtschaftlichkeit des Verfahrenskonzeptes in Frage stellten.

Die von der „Herhofpleite“ betroffenen Landkreise und Städte konnten sich entweder noch freie Kapazitäten in Abfallverbrennungsanlagen sichern, oder sie suchen ihr Heil in der Abfallzwischenlagerung. Zumindest haben sich diese Gemeinden keine Mechanisch-biologische Behandlungsanlagen hingestellt, die für die betroffenen Bürger zum Himmel stinken oder sich vor der Inbetriebnahme selbst wegspülen. Der ENBW hat zumindest für seine MBA`n in Baden-Württemberg aufgrund betriebs-technischer Probleme die Konsequenzen gezogen und die Schließungen angekündigt.

Nicht nur mit dem Betrieb, sondern auch mit ihren Produkten haben einige der MBA`n doch so ihre Probleme, wie würde es sich sonst erklären, das die Ablagerungskriterien für den biologisch abbaubaren Anteil zu Gunsten der MBA-Rückstände angepasst werden mussten und so manches Bundesland Brennstoffzwischenlager anlegen lässt, die dann in einigen Fällen das tun, was der gelagerte Abfall eigentlich später soll, nämlich brennen. Bei der Beantwortung der Anfrage zum Brand im Abfallzwischenlager Sachsenhagen in Niedersachsen in der Nacht vom 11. zum 12. Dezember 2005 durch das Umweltministerium (Pressemitteilung 09/2006) weist dieses darauf hin, dass es zu keinen messbaren Gesundheitsgefährdungen der Bevölkerung durch den Brand gekommen sei. Ein Umstand, über den jeder verwundert ist,

der sich schon etwas länger mit Abfallverbrennung beschäftigt und daher weiß, dass zumindest die ordnungsgemäße Verbrennung in einer Abfallverbrennungsanlage, so hohe Emissionen an Schadstoffen auslöst, dass eine aufwendige Abgasreinigung zur Einhaltung der gesetzlich geforderten Emissionswerte notwendig ist. Sicher ist, dass bei einer Abfallverbrennungsanlage der Verdünnung des Abgases ein rechtlicher Riegel vorgeschoben ist und genau vorgegeben wird, wo und wie häufig gemessen werden muss.

Dass die Zwischenlagerung von brennbaren Abfällen ein brandschutztechnisches Problem ist, hat auch Niedersachsen erkannt. Allerdings mit der Konsequenz, dass man lieber ablagern als zwischenlagern möchte, nur aus Sicherheitsgründen natürlich und eigentlich auch ohne zusätzlichen Aufwand, da auch die Zwischenlagerung in der Regel auf gesondert ausgewiesenen Bereichen von „ehemaligen“ Siedlungsabfalldeponien erfolgt. Parallel dazu laufen auch andere Aktivitäten in Niedersachsen, wie das Beispiel der Deponie Piesberg zeigt. Hier hat das Gewerbeaufsichtsamt Oldenburg durchgesetzt, dass alle nach dem 1. Juni 2005 abgelagerten Abfälle, es geht um eine Gesamtmenge von 27.000 t, bis zum 30. August 2007 wieder zurückgeholt werden müssen. Ein Teil dieser Menge waren Folge der Insolvenz von Herhof, die dazu geführt hat, dass die Trockenstabilatanlage im Fürstenauer Weg in Osnabrück nicht fristgerecht fertig gestellt werden konnte und daher unbehandelte Siedlungsabfälle zwischengelagert werden mussten. Dies wurde auf Kosten von E.ON, die eine Ausfallbürgschaft für Herhof übernommen hat, inzwischen abgefahren. Noch gelagert sind 19.500 t haushaltsähnliche Gewerbeabfälle, die von Stadt und Landkreis Osnabrück noch nach dem 1. Juni 2005 abgelagert wurden. Die zu erwartenden Entsorgungskosten (eine europaweite Ausschreibung ist inzwischen abgeschlossen) könnten möglicherweise die Rücklagen übersteigen, die aus den Müllgebühren für die Auflösung des Zwischenlagers gebildet wurden.

Bereits im Februar 2006 haben sich BDE, VKS und ITAD kritisches mit der Zwischenlagerung von Abfällen auseinandergesetzt und die Gesamtmenge der zwischengelagerten Abfälle im Zeitraum seit dem 1. Juni 2005 auf eine Millionen Tonnen geschätzt. In der Nachschau ist auch der Hinweis, dass von einer steigenden Tendenz ausgehen ist, sicher gerechtfertigt gewesen. Nach bisher vorläufigen Erhebungen ist im Jahr 2006 eine Zwischenlagerung von rund 1,3 Millionen t unbehandelter und aufbereiteter brennbarer Siedlungsabfälle genehmigt worden. Die Zwischenlagerung in direkter Anbindung mit einem MVA-Betreiber hat sicher den Charakter eines Notfalllagers und wird auch zügig wieder abgeräumt werden. Schwieriger einzustufen sind sogenannte Brennstoffläger, die zum Teil für bis zu maximal 4 Jahren genehmigt wurden. So erhöhen sich die genehmigten Zwischenlagerkapazitäten bezogen auf einen längeren Zeitraum von annähernd 4 Jahren auf eine Gesamtabfallmenge von 1,7 Mio t. Vor allem Landkreise in Hessen und Sachsen und die MEAB in Brandenburg weisen zur Zeit relativ große Abfallzwischenlager auf ehemaligen Siedlungsabfalldeponien aus. Berücksichtigt man das Beispiel aus Osnabrück muss be-

fürchtet werden, dass sogar mehr Abfälle zwischengelagert werden, als genehmigt wurden. Das brandenburgische Forum „Hochkalorik“ hatte zwar positive Auswirkungen auf den Ausbau von Mitverbrennungs- und EBS-Kapazitäten, konnte das Problem der zeitlich verzögerten Bereitstellung der Verbrennungskapazitäten aber auch nicht lösen. Erschwerend kamen auch technische Schwierigkeiten bei der Inbetriebnahme der brandenburgischen MBA`n hinzu.

In Kenntnis dieser Rahmenbedingungen ist zu verstehen, dass in der vorgenannten Presseerklärung BDE, VKS und ITAD klare Rahmenbedingungen für die Zwischenlagerung von Abfällen gefordert haben:

1. Nachweispflicht tatsächlich fehlender Kapazitäten für die zu behandelnden Abfälle.
2. Nennung des konkreten Entsorgungsweges und für die spätere Rückholung und ordnungsgemäße Entsorgung der Abfälle sowie konkrete Angaben zur zeitlichen Befristung.
3. Sicherung der späteren Rückholung durch einen festen Vertrag einschließlich Lieferverpflichtungen mit einer Behandlungsanlage.
4. Ohne festen Vertrag mit Lieferverpflichtungen ist die spätere Rückholung der Abfälle durch Bürgschaften zu sichern, die mindestens treuhänderisch bei einer staatlichen Stelle zu hinterlegen sind. Die Höhe der zu leistenden Sicherheit für Rückholung, Transport und Entsorgung muss dabei den derzeitigen Gegebenheiten des Entsorgungsmarktes Rechnung tragen.

Die Befürchtungen der Anlagenbetreiber sind nicht ganz unbegründet, dass die Landkreise und entsorgungspflichtigen Körperschaften, die bereits im Hinblick auf 1. Juni 2005 gepokert haben, jetzt wieder auf die Zeit setzen, um bei steigenden Verbrennungskapazitäten günstigere Konditionen aushandeln zu können.

4 Aktuelle Entwicklungen der Verbrennungskapazitäten

Ähnlich wie bei der Pressemitteilung von BDE, VKS und ITAD gibt es bei dem nicht weniger spannenden Thema der Verbrennungskapazitäten für un behandelte und vorbehandelte Siedlungsabfälle eine Pressemitteilung, die in der Abfallwirtschaftsbranche für Diskussionsstoff gesorgt hat. In einen offenen Brief von Anfang Februar 2007 warnt der Vorstandsvorsitzende von REMONDIS Ludger Rethmann vor deutlichen Überkapazitäten bei Abfallverbrennungsanlagen und Ersatzbrennstoffverbrennungsanlagen. Unabhängig von der Diskussion einzelner der in dem Brief aufgelisteten 33 Standorten von Abfallverbrennungsanlagen (Neuanlagen und Ausbau bestehender Kapazitäten) und 43 Standorten von Ersatzbrennstoffkraftwerken (Abfallverbrennungsanlagen mit optimiertem Brennstoffeinsatz und Energienutzung), scheinen zusätzliche Verbrennungskapazitäten von rund 5,4 Millionen Tonnen im Bereich MVA und 7,8 Millionen Tonnen im Bereich EBS-Kraftwerke geplant zu sein. In den neuen MBA-Steckbrief der Arbeitsgemeinschaft Stoffspezifische Abfallbe-

handlung (ASA) von 2007/2008 werden sogar 53 bestehende bzw. projektierte Standorte für den Einsatz von aufbereiteten Siedlungs- und Gewerbeabfällen genannt. Der vorherrschende Charakter dieser Angaben ist allerdings weiterhin die Unverbindlichkeit der genannten Daten. Aus der täglichen Politikberatungen des Umweltbundesamtes für Bund, Länder und Gemeinden wird zur Zeit deutlich, dass mehr als die Hälfte der Planung noch in der Diskussionsphase sind und weiter durchgeplante Projekte mit dem Widerstand der Standortgemeinden zu kämpfen haben. Es erscheint daher zu früh, bereits jetzt, noch nicht im Detail entwickelte Projekte wieder einzustellen, sofern ein energieabnehmendes Industrie- oder Gewerbegebiet bzw. entsprechende Produktionsbetriebe bereits 50 % der benötigten Ersatzbrennstoffe erzeugen. Problematisch ist dagegen die Situation der Anlagen, die sich alleine über einen Abfall/EBS-Spotmarkt versorgen wollen. Zur Zeit scheinen nur wenige Abfallerzeuger bereit zu sein, langfristige Lieferverträge abzuschließen. Diese Verträge sind allerdings eine der Grundvoraussetzungen, um eine durch Banken abgesicherte Finanzierung zu erhalten.

Für einen seriösen Ausblick erscheint es noch zu früh, daher nur noch 2 Abschlussbemerkungen:

- 1) Es ist für die öffentliche Diskussion nicht förderlich, wenn versucht wird, den EBS-Verbrennungsanlagen einen Tarnmantel umzuhängen, um sich von der Abfallverbrennung zu distanzieren. Es ist kein Makel eine hinsichtlich der Energie Nutzung optimierte Verbrennungsanlage mit aufbereiteten Abfällen zu betreiben, aber es werden trotzdem Abfälle verbrannt und dabei anspruchsvolle Anforderungen an Betriebsführung und Abgasreinigung zu erfüllen sein.
- 2) Die geregelte Entsorgung der Shredderleichtfraktion wartet weiterhin auf eine Lösung und es ist nicht davon auszugehen, dass die politisch Verantwortlichen sich weiterhin von der abfallerzeugenden Branche hinhalten lassen. So dass zumindest mittelfristig dieser Abfallstrom auch auf einen thermischen Entsorgungsweg angewiesen ist.

M. Faulstich, A. I. Urban, B. Bilitewski (Hrsg.)

**12. Fachtagung
Thermische Abfallbehandlung**

Stand der Europäischen Normung für Ersatzbrennstoffe

Prof. Dr.-Ing. Sabine Flamme
Fachhochschule Münster

Schriftenreihe des
Fachgebietes Abfalltechnik
Universität Kassel

1 Hintergrund

Die Europäische Kommission hat dem CEN ein formales Mandat für die Standardisierung von Brennstoffen aus nicht gefährlichen Abfällen erteilt. Dazu wurde der Normungsausschuss CEN/TC 343 „Solid recovered fuel“ im Frühjahr 2002 gegründet. Seit Mai 2002 arbeitet dazu ebenfalls ein deutsches Spiegelgremium beim DIN (NA 062-05-83 AA Arbeitsausschuss Sekundärbrennstoffe).

Die Verfahren sollten zunächst als technische Spezifikationen (TS) herausgegeben werden. Erst nach einem erfolgreichen Validierungsprogramm sollen sie den Status einer europäischen Norm erhalten.

2 Umfang und Stand der Normung

Das Sekretariat für den Normungsausschuss ist beim SFS (Finnish Standards Association) in Finnland angesiedelt, Obmann der Normung ist Martin Frankenhäuser. Die Normungsarbeiten haben im Jahr 2002 in fünf Arbeitsgruppen (Tabelle 1) begonnen.

Tabelle 1: CEN / TC 343 Struktur

	Title	Convenor
WG 1	Terminology and Quality Assurance	G. Riva, Italien
WG 2	Fuel specifications and classes	S. Modig, Schweden
WG 3	Sampling, sample reduction and supplementary test methods	W. Willart, Niederlande
WG 4	Physical / Mechanical Tests	J. Maier, Deutschland
WG 5	Chemical Tests	G. Ciceri, Italien

Folgende Themen wurden seit 2002 bearbeitet: In der Arbeitsgruppe 1 wurden zwei Dokumente erstellt. Im Dokument „Terminologie“ wurden die Definitionen eng mit gesetzlichen Bestimmungen sowie der Terminologie des CEN / TC 335: Solid Biofuels abgestimmt [CEN/TS 1]. Für das erarbeitete Qualitätsmanagementsystem dienten die Regelungen ISO 9001 als Grundlage [CEN/TS 2].

Die Arbeitsgruppe 2 hatte zur Aufgabe, ein europäisches Klassifikationssystem für Brennstoffe aus nicht gefährlichen Abfällen zu erarbeiten. Dieses wurde auf einer breiten internationalen Datenbasis aufgebaut und durch statistische Auswertungen entwickelt. In einem Bericht der ERFO (European Recovered Fuel Organisation) sind die Grundlagen für die Klassifikation zusammenfassend dargestellt [CEN/TS 3].

Die Klassifikation wurde auf folgenden Leitparametern aufgebaut:

- Heizwert: technische und ökonomische Bedeutung („Leitparameter Brennstofftechnik“)
- Chlor: verfahrenstechnische Bedeutung („Leitparameter Verfahrenstechnik“)
- Quecksilber: ökologische Bedeutung („Leitparameter Umwelt“)

Im Rahmen dieses Dokumentes erfolgte ebenfalls eine Regelung zur Bewertung der Analysen, um zu einer Klasse zu gelangen [CEN/TS 4]. Die erste Einordnung eines Brennstoffes soll entweder mit einem Zufallsgenerators (bei ausreichender Anzahl von Analysen) oder mit einer statischen Auswertung unter Zuhilfenahme einer Vertrauenswahrscheinlichkeit erfolgen. Die weitere Überprüfung der Einordnung in eine Klasse hat jährlich zu erfolgen, wobei mindestens zehn Analysedaten pro Jahr für den entsprechenden Brennstoff vorliegen müssen. Für die Parameter Heizwert und Chlor wurde der Mittelwert als Bezugsgröße festgelegt. Bei Quecksilber sind die Konzentrationen mit dem Heizwert in mg/MJ umzurechnen, hier wird der Median sowie das 80. Perzentil betrachtet. Weitere Parameter sind im Rahmen von Spezifikationen bilateral zwischen Produzenten und Verwerter zu verankern.

Tabelle 2: Klassifizierungssystem [CEN/TS 4]

Eigenschaften zur Klassifizierung	Statistisches Maß	Einheit	Klassen				
			1	2	3	4	5
Heizwert (H _u)	Mittelwert	[MJ/kg FS]	≥ 25	≥ 20	≥ 15	≥ 10	≥ 3

Eigenschaften zur Klassifizierung	Statistisches Maß	Einheit	Klassen				
			1	2	3	4	5
Chlor (Cl)	Mittelwert	[% TS]	≤ 0,2	≤ 0,6	≤ 1,0	≤ 1,5	≤ 3,0

Eigenschaften zur Klassifizierung	Statistisches Maß	Einheit	Klassen				
			1	2	3	4	5
Quecksilber (Hg)	Medianwert	[mg/MJ FS]	≤ 0,02	≤ 0,03	≤ 0,08	≤ 0,15	≤ 0,50
	80. Perzentil	[mg/MJ FS]	≤ 0,04	≤ 0,06	≤ 0,16	≤ 0,30	≤ 1,00

In der Arbeitsgruppe 3 wurden sowohl Methoden zur Probenahme sowie Probenaufbereitung des Brennstoffs festgelegt [CEN/TS 5], [CEN/TS 6]. Ein Arbeitsschwerpunkt stellte in dieser Arbeitsgruppe die Bestimmung des biogenen Anteils dar. Es wurde zunächst eine technische Spezifikation für die Bestimmung dieses Anteils mit Hilfe der Selektiven Aufschlussmethode erstellt. Mit dieser Methode besteht die Möglichkeit, den biogenen Anteil bezogen auf die Masse, den Heizwert oder den Kohlenstoffgehalt zu bestimmen [CEN/TS 7]. Für die Anwendung im Rahmen des Emissionshandels ist die zuletzt genannte Bezugsgröße ausschlaggebend. In der Zwi-

schenzeit wurde auch die C 14 - Methode mit in das Programm aufgenommen. Zurzeit ist ein Bericht dazu in Vorbereitung [CEN/TS 8].

Die Arbeitsgruppe 4 beschäftigte sich überwiegend mit der Bestimmung von physikalischen Kenngrößen. Es wurden u. a. Regelungen zur Bestimmung des Heizwertes, der Dichte, der Feuchte, der flüchtigen Bestandteile, des Aschegehalts, des Ascheschmelzverhaltens, der Korngröße, der Kornverteilung sowie der Dichtebestimmung von Pellets und Briketts erarbeitet [CEN/TS 9]-[CEN/TS 16].

Die chemischen Parameter wurden in der Arbeitsgruppe 5 entwickelt. Dazu gehörten:

- Methoden zur Bestimmung von C, H, N, O, S, Cl, F [CEN/TS 17; CEN/TS 18]
- die Hauptelemente (u. a. Al, Si, K, Na, Ca, Mg, Fe, P, Ti) [CEN/TS 19],
- die Spurenelemente (u. a. As, Ba, Be, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Mo, Mn, Ni, Pb, Se, Te, V, Zn) [CEN/TS 20],
- metallisches Aluminium [CEN/TS 21]
- zugehörige Aufschlussmethoden.

Wichtige Aspekte waren neben den einzelnen Verfahrensvorschriften auch die Herstellung der Analysenprobe mit der entsprechenden Endkorngröße.

Die erstellten Normungsentwürfe haben weitgehend das Abstimmungsprocedere der nationalen Spiegelgremien durchlaufen. Es liegen zurzeit für den überwiegenden Teil der Dokumente technische Spezifikationen (TS) vor, die auf der Seite des CEN (www.cenorm.be) aufgelistet sind. Einige dieser technischen Spezifikationen sind bereits als Vornorm im Beuth Verlag (www.beuth.de; Suchbegriff Sekundärbrennstoff) veröffentlicht oder stehen in den nächsten Wochen zur Veröffentlichung an.

3 Validierung der Vornormen in QUOVADIS

Die erarbeiteten Vornormen werden im Rahmen des EU-Projektes QUOVADIS validiert. Ziel ist es, die wesentlichen Technischen Spezifikationen auf ihre Lesbarkeit, Verständlichkeit sowie Anwendbarkeit zu überprüfen. Die Validierung der Normungsentwürfe startete im Januar 2005 und soll Ende 2007 abgeschlossen werden [CEN/TS 26]. Dabei werden neben den analytischen Verfahren auch die Vornormen für das Qualitätsmanagementsystem sowie die Klassifikation überprüft.

Die Einführung bzw. Anpassung eines Qualitätsmanagementsystems (QMS) wird in vier europäischen Produktionsanlagen durchgeführt. Schon jetzt ist festzustellen, dass die z. T. sehr theoretischen Ausführungen [CEN/TS 2] in praktikable Handlungsempfehlungen, ähnlich den Hilfen der Gütegemeinschaft Sekundärbrennstoffe

und Recyclingholz e. V. (BGS e. V.; s. z.B. Checkliste zum QMS), überführt werden müssen.

Im Rahmen der Validierung der Klassifikation wurden die Festlegungen mit einer neu erhobenen europäischen Datenbasis abgeglichen. Dabei konnten zwischen 60 und 75 Datensätze für die Parameter Heizwert, Chlor und Quecksilber nach den Vorgaben des technischen Standards ausgewertet werden.

Alle Klassen waren bei der Einordnung vertreten. Es war jedoch festzustellen, dass die Notwendigkeit besteht, die analytischen Bestimmungen zu harmonisieren, da aufgrund von unterschiedlichen Bestimmungsweisen einige Ergebnisse nicht zu nutzen waren.

Zur Bestimmung des biogenen Anteils wurden ebenfalls Untersuchungen zur Validierung der entsprechenden technischen Spezifikation durchgeführt. Bisher konnte gezeigt werden, dass bezogen auf die Masse, auch im Vergleich zur manuellen Sortierung, belastbare Ergebnisse mit der Selektiven Aufschlussmethode erzielt werden konnten. Bezogen auf den biogenen Kohlenstoff sowie den Heizwert konnte festgestellt werden, dass teilweise der Aufschlussrückstand heterogener zusammengesetzt war als das Ausgangsmaterial, daher ist eine besondere Sorgfalt bei der Analytik des Rückstandes geboten. Hier sind bereits Modifizierungen in die Technische Spezifikation eingegangen. Zur Vergleichbarkeit der selektiven Aufschlussmethode mit der C 14 - Methode sollen ebenfalls weitere Untersuchungen stattfinden. Diese werden jedoch nicht im Rahmen von QUOVADIS stattfinden können, da zurzeit erst ein Bericht über die C 14 -Methode erstellt wird. Eine technische Spezifikation wird erst Anfang 2008 vorliegen.

Bei allen zu untersuchenden analytischen Verfahren sind die Vortests soweit abgeschlossen. Als nächster Schritt soll im März 2007 ein Ringtest starten, der auf Laboratorien in ganz Europa verteilt sein wird. Ende 2007 sollen dann alle Daten vorliegen, um die Technischen Spezifikationen zu überarbeiten und Standards zu verabschieden.

4 Literatur

- [CEN/TS 1] CEN/TS 15357:2006 Solid recovered fuels - Terminology, definitions and descriptions
- [CEN/TS 2] CEN/TS 15358:2006 Solid recovered fuels - Quality management systems - Particular requirements for their application to the production of solid recovered fuels
- [CEN/TS 3] Van Tubergen, J., Glorius, Th., Waeyenbergh, E.: Classification of Solid Recovered Fuels, Download: www.erfo.info, Feb. 2005
- [CEN/TS 4] CEN/TS 15359:2006 Solid recovered fuels - Specifications and classes
- [CEN/TS 5] CEN/TS 15442:2006 Solid recovered fuels - Methods for sampling

- [CEN/TS 6] CEN/TS 15443:2006 Solid recovered fuels - Methods for laboratory sample preparation
- [CEN/TS 7] CEN/TS 15440:2006 Solid recovered fuels - Method for the determination of biomass content
- [CEN/TS 8] CEN/TR 15591:2007 Solid recovered fuels - Determination of the biomass content based on the 14C method
- [CEN/TS 9] CEN/TS 15400:2006 Solid recovered fuels - Methods for the determination of calorific value
- [CEN/TS 10] CEN/TS 15401:2006 Solid recovered fuels - Methods for the determination of bulk density
- [CEN/TS 11] CEN/TS 15402:2006 Solid recovered fuels - Methods for the determination of the content of volatile matter
- [CEN/TS 12] CEN/TS 15403:2006 Solid recovered fuels - Methods for the determination of ash content
- [CEN/TS 13] CEN/TS 15404:2006 Solid recovered fuels - Methods for the determination of ash melting behaviour by using characteristic temperatures
- [CEN/TS 14] CEN/TS 15405:2006 Solid recovered fuels - Methods for the determination of density of pellets and briquettes
- [CEN/TS 15] CEN/TS 15406:2006 Solid recovered fuels - Methods for the determination of bridging properties of bulk material
- [CEN/TS 16] CEN/TS 15415:2006 Solid recovered fuels - Determination of particle size distribution by screen method
- [CEN/TS 17] CEN/TS 15407:2006 Solid recovered fuels - Method for the determination of carbon (C), hydrogen (H) and nitrogen (N) content
- [CEN/TS 18] CEN/TS 15408:2006 Solid recovered fuels - Methods for the determination of sulphur (S), chlorine (Cl), fluorine (F) and bromine (Br) content
- [CEN/TS 19] CEN/TS 15410:2006 Solid recovered fuels - Method for the determination of the content of major elements (Al, Ca, Fe, K, Mg, Na, P, Si, Ti)
- [CEN/TS 20] CEN/TS 15411:2006 Solid recovered fuels - Methods for the determination of the content of trace elements (As, Ba, Be, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Mo, Mn, Ni, Pb, Sb, Se, Tl, V and Zn)
- [CEN/TS 21] CEN/TS 15412:2006 Solid recovered fuels - Methods for the determination of metallic aluminium
- [CEN/TS 22] CEN/TS 15413:2006 Solid recovered fuels - Methods for the preparation of the test sample from the laboratory sample
- [CEN/TS 23] CEN/TS 15414-1:2006 Solid recovered fuels - Determination of moisture content using the oven dry method - Part 1: Determination of total moisture by a reference method
- [CEN/TS 24] CEN/TS 15414-2:2006 Solid recovered fuels - Determination of moisture content using the oven dry method - Part 2: Determination of total moisture by a simplified method
- [CEN/TS 25] CEN/TS 15414-3:2006 Solid recovered fuels - Determination of moisture content using the oven dry method - Part 3: Moisture in general analysis sample
- [CEN/TS 26] Gawlik, B. M., Ciceri, G.: QUOVADIS Waste-To-Fuel Conversion, Proceedings of DG JRC Workshop, Ispra, 28.-29.04.2005

M. Faulstich, A. I. Urban, B. Bilitewski (Hrsg.)

**12. Fachtagung
Thermische Abfallbehandlung**

**Holzaufkommen und -verwendung zwischen
stofflicher und energetischer Nutzung**

Prof. Dr. Udo Mantau
Universität Hamburg

Schriftenreihe des
Fachgebietes Abfalltechnik
Universität Kassel

Neben einer steigenden Stammholznachfrage zeigt auch der Energieholzmarkt eine weiterhin dynamische Entwicklung. Die gezielte Förderung nachwachsender Rohstoffe bei der Energieerzeugung sowie die Preisentwicklung fossiler Brennstoffe haben die Nachfrage nach Energieholzsortimenten im Bereich der Biomasse-Heizkraftwerke und der Privathaushalte steigen lassen. Aktuelle Studien zeigen, dass die Energieholznachfrage nochmals einen kräftigen Schub erhalten hat.

	Aufkommen			Verwendung			
	2002	2005	Δ	Δ	2005	2002	
Stammholz	30,3	62,4	14,9	6,9	37,2	30,3	Holzschliff u. Zellstoff
Industrieholz	17,2			3,3	20,5	17,2	Holzwerkstoffe
Waldrestholz	7,8	9,9	2,3	3,4	9,8	6,4	Sägeindustrie
Sägenebenprodukte	10,4	13,0	2,6	-0,2	2,7	2,9	Sonst. stoffl. Verw.
Rinde	2,2	2,6	0,4	5,7	15,5	9,8	Energetisch > 1 MW
Sonst. Ind.-Restholz	4,1	4,1	-	0,2	3,6	3,4	Energetisch < 1MW
Altholz	10,0	11,0	1,0		20,7	12,3	Hausbrand
Landschaftspflege-material	0,6	2,8	2,2	4,2	-4,2		Hausbrand nicht bilanziert
Insgesamt	82	106	23	23	106	82	Insgesamt

Abbildung 1: Holzrohstoffbilanz Deutschland 2002 und 2005 in Mio. m³

Die traditionelle Scheitholznutzung stieg rasant an und die Installation von Pelletanlagen in Privathaushalten setzt ihren Wachstumstrend ungebremst fort.

Bevor sich der Beitrag der energetischen Nachfrage näher zuwendet, soll zunächst die Holzverwendung insgesamt betrachtet werden. Holzrohstoffbilanzen zeigen systematisch Aufkommen und Verwendung von Holz. Zudem kann man über sie den Anteil der energetischen Nutzung feststellen, der in Deutschland bereits größer als ein Drittel ist.

Dem gestiegenen Inlandsaufkommen steht auf Verwendungsseite ein wachsender Verbrauch vor allem im Bereich der stofflichen Verwertung von Stamm- und Industrieholz sowie Sägenebenprodukten gegenüber. Sägeindustrie, Holzwerkstoff- sowie Holzstoff- und Zellstoffindustrie haben 2005 ihren Roh- und Restholzverbrauch gegenüber dem Jahr 2002 um fast 14 Mio. m³ erhöht. Im Bereich der energetischen Verwertung von Holzrohstoffen beträgt der Verbrauchszuwachs 10 Mio. m³. Dies bedeutet einen Zuwachs des Verbrauchs von fast 30% in nur drei Jahren.

Der große, förderungsbedingte Bedarf der Biomasseheizkraftwerke kann nicht mehr allein über Altholz gedeckt werden, so dass auch von dieser Seite eine zunehmende

Nachfrage auf das Waldholz ausgeht. Holz aus der Forstwirtschaft wird somit zu einer Rohstoffquelle mit wachsender Bedeutung für zahlreiche Verwender.

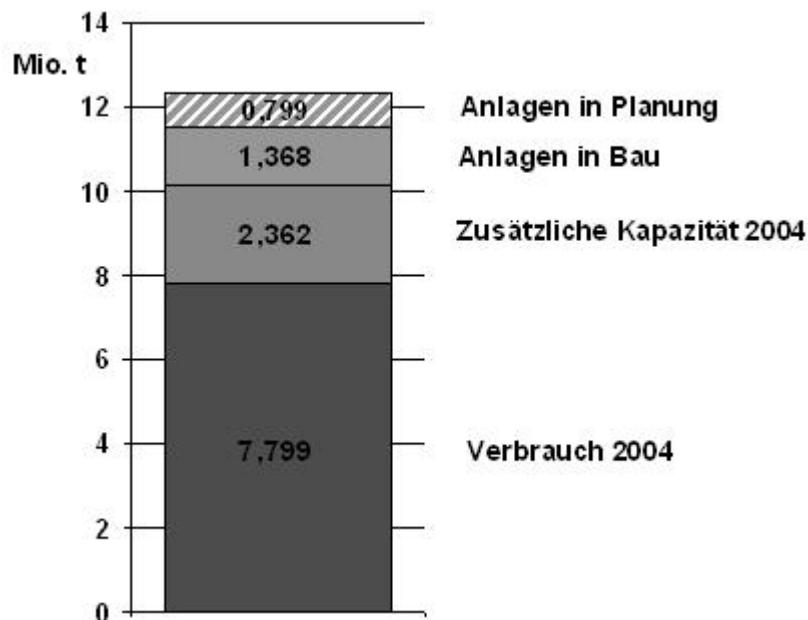


Abbildung 2: Verbrauchskapazität der Anlagen

Ausgewählte Literatur

- Weimar, H., Mantau, U. (2006): Standorte der Holzwirtschaft. Einsatz von Holz in Biomasse- und Holzfeuerungsanlagen. Abschlussbericht. Universität Hamburg, Zentrum Holzwirtschaft. Arbeitsbereich Ökonomie der Holz- und Forstwirtschaft. Hamburg, 2006
- Mantau, U., u.M.v. Soergel, C. (2006): Holzrohstoffbilanz Deutschland. Bestandsaufnahme 2004. Ergebnisbericht. Hamburg 2006, 40 S.
- Mantau, U., Sörgel, C. (2006): Energieholzverwendung in privaten Haushalten. Marktvolumen und verwendete Holzsortimente - Zwischenbericht vom 06.07.2006. Hamburg 2006, 18 S.
- Mantau, U., Bilitewski, B.: Stoffstrom-Modell- Holz, Bestimmung des Aufkommens, der Verwendung und des Verbleibs von Holzprodukten, Forschungsbericht für den Verband Deutscher Papierfabriken e.V. (VDP), Celle 2005, 65 S.

M. Faulstich, A. I. Urban, B. Bilitewski (Hrsg.)

**12. Fachtagung
Thermische Abfallbehandlung**

Kapazitätsvergrößerung durch Schnellverbrennung?

Dipl.-Ing. Ramona Schröer
Prof. Dr.-Ing. Arnd I. Urban
Fachgebiet Abfalltechnik
Universität Kassel

Schriftenreihe des
Fachgebietes Abfalltechnik
Universität Kassel

1 Einleitung

Mit der TA Siedlungsabfall 1993 (TASI) [TASI 1993] wurde festgelegt, dass nur noch Abfälle deponiert werden dürfen, die ein geringes umweltschädigendes Potenzial aufweisen. Für Siedlungsabfälle bedeutet das, dass sie vor der Ablagerung einer Behandlung unterzogen werden müssen. Die in der TASI eingeräumte Übergangsfrist endete am 01.06.2005. Für die Behandlung der Abfälle stand und steht die thermische Behandlung als Verfahren zur Verfügung. Mit der Abfallablagerungsverordnung 2001 (AbfAbIV) [AbfAbIV 2001] wird eine zweite Option zur Verfügung gestellt, die Mechanisch-Biologische Abfallbehandlung (MBA). Bei dieser Behandlung wird eine heizwertreiche Fraktion abgetrennt und die Feinfraktion aerob und/oder anaerob behandelt. Zur Beurteilung der Ablagerungsfähigkeit der heizwertarmen behandelten Feinfraktion werden in der AbfAbIV neue Parameter festgelegt, die Atmungsaktivität und die Gasbildungsrate, da die anspruchsvollen Qualitätskriterien für die thermische Abfallbehandlung von MBA-Reststoffen nicht eingehalten werden können.

Da die Übergangsfrist der TASI sehr lang war und sich nicht alle Landkreise auf die thermische Abfallbehandlung einlassen wollten, andererseits die Bereitstellung von MBA-Kapazitäten sehr schleppend voranging, war frühzeitig absehbar, dass es ab dem 01.06.2005 ein Defizit an geeigneten, vornehmlich thermischen Behandlungskapazitäten, geben würde. Dies hat sich seit dem 01.06.2005 bestätigt: die Müllverbrennungsanlagen in Deutschland sind ausgelastet. Bedingt durch die Umsetzungsschwierigkeiten der MBAs konnten Siedlungsabfälle nicht behandelt werden. Außerdem führte der MBA-Betrieb in etlichen Fällen zu mangelhaften Qualitäten des Outputs. Zusätzlich zu den unbehandelten Siedlungsabfällen fielen die Reststoffe und Ersatzbrennstoffe aus der mechanisch-biologischen oder anderweitiger Aufbereitung an, so dass vielerorts wegen der insgesamt nicht ausreichend großen Behandlungskapazitäten Zwischenlager eingerichtet wurden.

Eine Möglichkeit, das zurzeit bestehende Behandlungskapazitätsdefizit zu vermindern und die Zwischenlager abzutragen, könnte sein, den Mülldurchsatz zu erhöhen und die Müllverbrennung zu verändern, wenn als Qualitätskriterium für eine Ablagerung der Schlacke nicht mehr der Glühverlust verwendet wird, sondern die für die mechanisch-biologisch behandelten Abfälle zu Grunde gelegten Größen Atmungsaktivität und Gasbildungsrate herangezogen werden. Dabei müsste jedoch immer noch eine ausreichende Inertisierung, gemessen an den Anforderungen einer MBA, erreicht werden.

Den Zuordnungskriterien für Deponien für mechanisch-biologisch vorbehandelte Abfälle liegt der Ansatz zugrunde, dass beim biologischen Teilprozess der MBA der biologisch abbaubare Kohlenstoff weitestgehend abgebaut wird, so dass sich der verbleibende Abfall bei der Ablagerung auf einer Deponie trotz des Vorhandenseins

von kohlenstoffhaltigen Bestandteilen inert verhält. Das bedeutet, dass die biologisch nicht zersetzenen Kunststoffe bei den üblich vorliegenden Deponiebedingungen nicht mehr reagieren. Dies spiegelt sich in einer niedrigen Atmungsaktivität und einer geringen Gasbildungsrate als Zuordnungskriterien für die abzulagernden Abfallmengen auf der Deponie wieder.

Der in den Müllverbrennungsschlacken verbleibende organische Kohlenstoff ist zum größten Teil auch nicht mehr biologisch abbaubar. Wenn der Mülldurchsatz in einer Müllverbrennungsanlage vergrößert wird, wird eine deutlich schlechtere Qualität der Schlacke nach dem heutigen Standard (5 % GV) die Folge sein. Es ist jedoch zu erwarten, dass diese Schlacke die MBA-Kriterien Atmungsaktivität, Gasbildungsrate und den Brennwert einhält und nach Bewertung dieser Kriterien abgelagert werden kann.

In der Erwartung, dass bei der Verbrennung in Müllverbrennungsanlagen der biologisch abbaubare Kohlenstoffanteil als leicht flüchtiger Anteil zuerst und schnell abgebaut wird, sollten trotz eines erhöhten Mülldurchsatzes - im folgenden kurz als Schnellverbrennung bezeichnet - die Atmungsaktivität und die Gasbildungsrate für die Schlacke eingehalten werden können. Es muss überprüft werden, ob der bei der Schnellverbrennung verbleibende Kohlenstoff biologisch nicht abbaubar und folglich die Atmungsaktivität und die Gasbildungsrate nicht erhöht sind.

2 Konzept

In Deutschland werden Siedlungsabfälle hauptsächlich in Rostfeuerungsanlagen verbrannt. Dabei werden verschiedene Roste eingesetzt, die jedoch alle über eine Bewegung von Rostelementen, die Durchmischung fördern und vor allem den Weitertransport des Abfalls bewirken. Dieser Transport erfolgt relativ langsam, damit der Abfall von der Aufgabe bis zum Schlackeabwurf am Ende des Rostes ausreichend lange im Feuerraum verweilt, um vollständig verbrennen zu können. Während der Aufenthaltszeit im Feuerraum finden die Trocknung, Entgasung, Zündung, Vergasung des Abfalls und die Verbrennung des nach der Vergasung noch verbleibenden Kohlenstoffs (fixer Kohlenstoff) statt.

Der Ausbrand des fixen Kohlenstoffs sollte möglichst vollständig sein und ist bisher ein entscheidendes Qualitätskriterium für die thermische Behandlung. Der Glühverlust gibt näherungsweise an, wie viel Kohlenstoff in der Schlacke vorhanden und demnach nicht verbrannt worden ist. Laut TASi und Abfallablagerungsverordnung 2001 (AbfAbIV) darf der Glühverlust für die Ablagerung auf einer Deponie 5 % nicht überschreiten.

Um die Durchsatzleistung in einer Müllverbrennungsanlage zu vergrößern, gibt es vor allem die beiden Optionen, die Feuerraumbelastung zu erhöhen oder die Verweilzeit durch eine schnellere Transportgeschwindigkeit für den Abfall zu verkürzen. Beide Optionen führen zu einem veränderten Ausbrand. Die Verweilzeitverkürzung kann zur Folge haben, dass fixer Kohlenstoff in der Schlacke verbleibt; denn je nach Reduzierung der Verweilzeit findet die Verbrennung des fixen Kohlenstoffs nach der Trocknung, Entgasung und Vergasung nicht mehr vollständig statt.

Es soll untersucht werden, ob der Müllverbrennungsbetrieb angesichts veränderter Randbedingungen sinnvoll angepasst werden kann, wenn als Qualitätskriterium für eine Ablagerung oder Verwertung der Schlacke aus der thermischen Abfallbehandlung nicht mehr der Glühverlust verwendet wird, sondern die für die mechanisch-biologisch behandelten Abfälle zu Grunde gelegten Größen Atmungsaktivität und Gasbildungsrate. Dabei muss in jedem Fall immer noch eine ausreichende Inertisierung nach AbfAbIV Anhang 2 erreicht werden. Die mögliche Durchsatzvergrößerung, die Veränderungen für die Betriebsbedingungen und für den Ausbrand und die Schlackequalität sollen bei der Untersuchung quantifiziert werden.

3 Parameter für Mechanisch-Biologische Abfallbehandlungsanlagen

In der AbfAbIV wird für mechanisch-biologisch behandelte Abfälle die Einhaltung der jeweiligen Zuordnungswerte des Anhanges 2 gefordert. Die Parameter sind "Organischer Anteil des Trockenrückstandes der Originalsubstanz" bestimmt als TOC oder Oberer Heizwert H_o (Brennwert), TOC im Eluat und "Biologische Abbaubarkeit des Trockenrückstandes der Originalsubstanz", bestimmt als Atmungsaktivität AT_4 oder bestimmt als Gasbildungsrate im Gärtest GB_{21} . Die in der AbfAbIV vorgegebenen Zuordnungskriterien für Deponien für mechanisch-biologisch vorbehandelte Abfälle sind Tabelle 1 zu entnehmen.

Tabelle 1: Gegenüberstellung der Grenzwerte für Restabfälle aus der MBA und MVA

	AT_4 [mg/g]	GB_{21} [l/kg]	H_o [kJ/kg]	TOC [Ma.%]	TOC im Eluat [mg/l]	GV [Ma.%]
Grenzwerte MBA	< 5	< 20	< 6.000	< 18	< 250	-
Grenzwerte MVA	-	-	-	< 3	-	< 5

3.1 Atmungsaktivität und Gasbildungsrate

Mit der Atmungsaktivität und der Gasbildungsrate wird die biologische Abbaubarkeit des Trockenrückstandes der Originalsubstanz bewertet. Die Atmungsaktivität bezeichnet den Sauerstoffbedarf einer Probe zur biologischen Umsetzung der enthalte-

nen organischen Substanz unter optimalen Bedingungen (Sauerstoffgehalt, Temperatur). Sie wird über einen Bewertungszeitraum von vier Tagen als AT₄ angegeben. Bei der Gasbildungsrate wird die Gasmenge gemessen, die von zugegebenen Bakterien beim Abbau der Trockensubstanz gebildet wird. Die Gasbildung wird über 21 Tage im Laborversuch bestimmt. Der Gärtest wird auf Grundlage der DIN 38414 Teil 8 mit Modifikationen durchgeführt.

4 Ziel der Untersuchung

Es soll untersucht werden, ob und wie die Müllverbrennung verändert und der Mülldurchsatz erhöht werden kann, wenn zur Beurteilung der Ablagerungsfähigkeit und des Ausbrandes der Schlacken statt des Glühverlustes die Atmungsaktivität und die Gasbildungsrate herangezogen werden. Die in der Müllverbrennung durchgesetzte Abfallmenge soll durch Schnellverbrennungen vergrößert werden. Bei dieser Untersuchung sollen mit Hilfe von Schnellverbrennungsversuchen die Auswirkungen der Reduzierung der Verweilzeit bei der Verbrennung auf den Ausbrand des Abfalls, bzw. die Inertisierung der Schlacke bestimmt werden.

Diese Verbrennungsversuche werden in der Technikumsverbrennungsanlage (TVA) des Fachgebietes Abfalltechnik der Universität Kassel durchgeführt. Dazu werden bei Verbrennungsversuchen mit Restabfällen unterschiedliche Verweilzeiten im Vergleich zum Normalbetrieb eingestellt. In den Versuchen werden die Veränderungen im Verbrennungsprozess, sowie das Verhalten des Brennstoffs während der Verbrennung beobachtet und bewertet. Durch massive Verweilzeitreduzierungen sollen die Grenzen für diese Handhabe bestimmt werden.

Die entstehenden Verbrennungsschlacken werden anhand der für die mechanisch-biologische Behandlung üblichen Kriterien Atmungsaktivität und Gasbildungsrate untersucht und beurteilt. Der in der AbfAbIV genannte Parameter Brennwert wird ebenfalls ermittelt. Zum Vergleich mit dem im Normalbetrieb üblichen Kriterium wird zusätzlich der Glühverlust bestimmt.

Die bei den Versuchen gewonnenen Ergebnisse sollen zeigen, ob durch die Verweilzeitverkürzung eine Erhöhung der Mülldurchsatzleistung erreicht und dennoch ein ausreichender Ausbrand unter den Gesichtspunkten der Atmungsaktivität und der Gasbildungsrate gewährleistet werden kann. Unter diesen Bedingungen könnten der Betrieb bei Großanlagen entsprechend umgestellt und die Durchsätze in den Müllverbrennungsanlagen vergrößert werden. Damit wäre die Voraussetzung gegeben, um das seit dem 01.06.2005 vorhandene Kapazitätsdefizit an Abfallbehandlungsanlagen wenigstens übergangsweise abzumildern.

5 Schnellverbrennungsversuche in der TVA

Für die Untersuchung der Schnellverbrennung wurden bisher zwei Versuchsreihen mit Restabfällen durchgeführt. Jede Versuchsreihe bestand aus einem regulären dreistündigen Verbrennungsversuch (Standardversuch) zur Ermittlung des Heizwertes und des Verbrennungsverhaltens und mehreren Versuchen mit verkürzter Verbrennungszeit (Schnellverbrennung).

5.1 Versuchsaufbau

Die Technikumsverbrennungsanlage (TVA) des Fachgebietes Abfalltechnik wurde in früheren Veröffentlichungen bereits vorgestellt [Friedel 2001; Seeger 2005]. Kernstück der TVA ist ein Feststoffbrenner mit Ölstützfeuerung und einer Auslegungsleistung von 30 kW. Er wird als Chargenrost betrieben. Der Ölbrenner garantiert eine Verbrennungstemperatur von über 800 °C. Die Primärluftzufuhr erfolgt von unten durch den Rost. Die aktuelle Konfiguration der TVA zeigt das Foto in Abbildung 1.

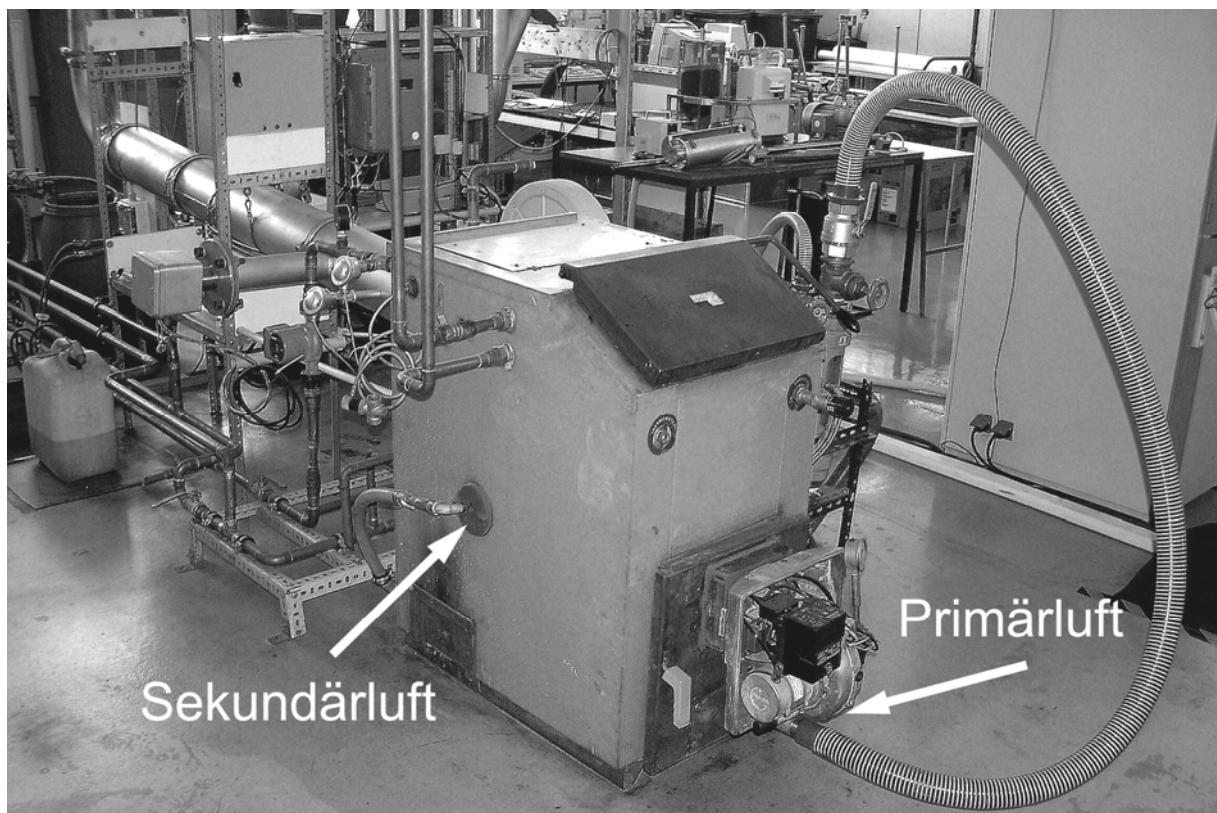


Abbildung 1: Technikumsverbrennungsanlage (TVA) in der aktuellen Anlagenkonfiguration mit Primär- und Sekundärluftzuführung

Für die Schnellverbrennungsversuche wurden folgende Modifizierungen an der TVA vorgenommen:

- Der Rost wurde durch einen speziell für die Versuche angefertigten Kasten aus Stahl ersetzt. Der Kasten war unten geschlossen, um den Feinanteil der Asche nicht zu verlieren. Durch vorgesehene Öffnungen wurde die Primärluft in das Brennbett geleitet. Der Kasten hatte die Maße $29 \times 27 \times 7 \text{ cm}^3$. Pro Versuch wurden etwa 1,5 kg Brennstoff verbrannt. Die Größe des Kastens wurde durch die Öffnung des Ofens und die Brennkammer begrenzt. Seine Form ist in Abbildung 2 dargestellt.
- Die Primärluftsleitung wurde so modifiziert, dass die Luft gezielt durch vier Rohre in den Kasten und damit ins Brennbett geführt wurde (siehe Abbildung 2). Die Bohrungen im Kasten, durch die die Primärluft ins Brennbett gelangte, hatten einen Durchmesser von 4 mm.
- An der Anlage wurde eine Sekundärluftsleitung nachgerüstet, um den Ausbrand der Rauchgase zu verbessern.

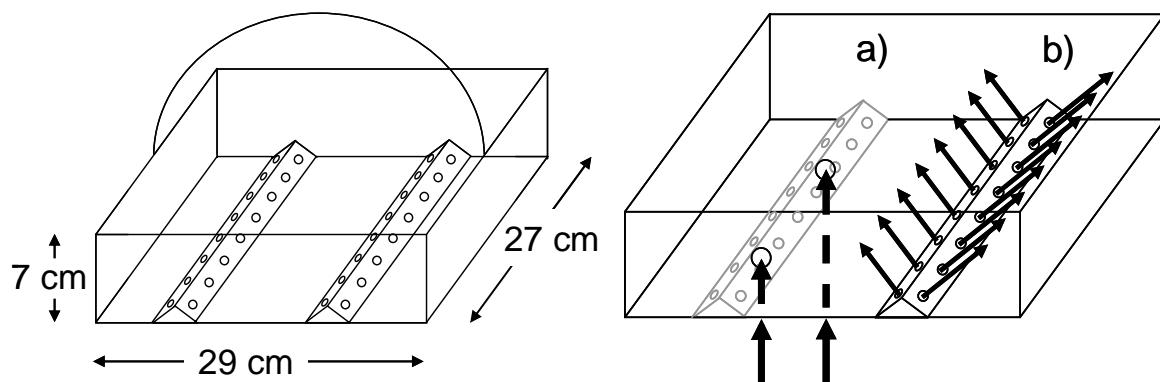


Abbildung 2: Kasten für die Schnellverbrennungsversuche. Links: Abmessungen. Rechts: Primärluftsleitung: Die Luft wurde von unten durch Rohre direkt in den Kasten geleitet (a) und trat durch kleine Bohrungen direkt ins Brennbett aus (b)

5.2 Brennstoff

Für jede Versuchsreihe wurde eine ausreichend große Probe Restabfall genommen, so dass innerhalb einer Versuchsreihe für den Standardversuch und die zeitlich verkürzten Versuche das gleiche Material eingesetzt wurde. Alle Versuche einer Versuchsreihe wurden binnen maximal drei Tagen durchgeführt, damit sich der Abfall bei der Lagerung, bedingt durch chemische Umsetzungsprozesse, nicht wesentlich verändern konnte.

Für die beiden Versuchsreihen wurde sehr unterschiedlicher Restabfall eingesetzt. Das Material stammte aus Anlieferungen an das MHKW Kassel und wurde dort grob zerkleinert, um in der TVA einsetzbar zu sein.

Im Zusammenhang mit den Standardverbrennungsversuchen (siehe Kapitel 5.3) wurden Heizwerte, Aschegehalte und Glühverluste bestimmt und zusätzlich die Wassergehalte ermittelt. Die Eigenschaften des eingesetzten Abfalls der beiden Versuchsreihen sind Tabelle 2 zu entnehmen.

5.3 Versuchsdurchführung

Für jede Versuchsreihe werden sowohl ein Standardverbrennungsversuch als auch mehrere Schnellverbrennungsversuche durchgeführt. Die Versuchsdurchführungen unterscheiden sich wesentlich von einander und werden im Folgenden kurz beschrieben.

Standardverbrennungsversuch

Die gängige Versuchsdurchführung von Verbrennungsversuchen in der TVA ist in den letzten Jahren erprobt, untersucht und modifiziert worden. Die generelle Versuchsdurchführung wurde ausführlich beschrieben [Seeger 2005].

Die Brennstoffzugabe erfolgt über drei Stunden in Zugabeintervallen von fünf Minuten, in denen jeweils 300 g des Abfalls zugegeben wird. Die gesamte Brennstoffmenge pro Versuch beträgt somit 10,8 kg. Die festen Verbrennungsrückstände verbleiben bis zum Versuchsende im Feuerraum bzw. im Aschekasten, so dass der Brennstoff gut ausbrennen kann. Durch eine 20-minütige Nachlaufphase wird eine ausreichende Verweilzeit für einen guten Ausbrand auch der erst gegen Versuchsende zugegebenen Proben erreicht. Das Verbrennungsverhalten des Brennstoffs wird während des Versuchs beobachtet und der Heizwert aus der Energiebilanz des Versuches bestimmt. Der Glühverlust, sowie die Atmungsaktivität, die Gasbildungsrate und der Brennwert der Schlacke werden bestimmt.

Schnellverbrennungsversuch

Der kalte Brennraum wird zu Versuchsbeginn mit Hilfe des Ölbrenners aufgeheizt bis die Feuerraumtemperatur annähernd konstant bleibt. Dies dauert beim ersten Versuch mindestens eine halbe Stunde. Der Probekasten wird im Ofen mit aufgewärmt. Würde dies nicht gemacht und der Kasten erst mit dem Abfall beladen zugegeben werden, sänke die Feuerraumtemperatur zu stark ab und der Verbrennungsbeginn würde verzögert. Nach der Erwärmung wird der vorher abgewogene Restabfall in den Kasten im Feuerraum gegeben, ohne dass der Kasten entnommen wird, jedoch mit kurzer Unterbrechung der Ölstützfeuerung. Während des Versuches wird zweimal dreimal manuell geschürt.

Anhand des Temperaturverlaufes wird der Status in der Verbrennung abgeschätzt und die Verbrennung dann nach unterschiedlichen Zeiten abgebrochen. Dazu wird der Stützbrenner ausgeschaltet und der heiße Kasten aus dem Ofen entnommen.

Der Kasten wird dann sofort in ein vorbereitetes Wasserbad getaucht. Damit wird der Verbrennungsprozess sofort beendet und ein fehlerhaftes Ergebnis durch ein Nachglühen des Materials verhindert.

Nachdem die Schlacke abgekühlt ist, wird sie abgetropft und ausgewogen. Der Wassergehalt wird bestimmt. Der Rest der Probe wird eingefroren bis sie auf Atmungsaktivität und Gasbildungsrate untersucht wird. Glühverlust und Brennwert werden bestimmt.

6 Versuchsauswertung

6.1 Ergebnisse der Standardverbrennungsversuche

Aus der Energiebilanz der Versuche wurde der jeweilige Heizwert bestimmt. Zusätzlich konnten bei diesen Versuchen die Aschegehalte bestimmt und anhand des Temperaturverlaufes im Rauchgas die ungefähre Verbrennungszeit abgelesen werden. Die Eigenschaften der Restabfälle sind in Tabelle 2 wiedergegeben. Weil das Material nur grob zerkleinert und sehr heterogen war, war es nicht möglich, die Verbrennungszeit in der sonst üblichen Weise genau abzulesen. Die zu erwartenden charakteristischen Temperaturanstiege waren nicht so ausgeprägt, als dass eine präzise Ablesung und Umrechnung aus dem mitgeschriebenen Temperaturverlauf möglich gewesen wäre. Die Verbrennungsdauer musste anhand der Temperaturverläufe abgeschätzt werden, damit für die Schnellverbrennungsversuche entsprechende Vergleichswerte verfügbar waren. Außerdem musste aus Erfahrungen der Vorversuche übertragen werden, dass die Zeiten bei der Verbrennung im Kasten etwa zwei bis drei Minuten länger sind als die in den Standardversuchen gewonnenen Zeiten. Diese korrigierten Zeiten sind ebenfalls in Tabelle 2 dargestellt.

Tabelle 2: Eigenschaften der Restabfälle der beiden Versuchsreihen (VR) und Standardverbrennungszeit

	Hu [kJ/kg]	Wasser [Ma.%]	Asche [Ma.%]	GV [Ma.%]	Verbr.zeit [min:sek]
VR1	7.858	53,23	17,00	12,72	52:00
VR2	16.873	16,30	25,69	4,25	52:00

Verbr.zeit = Verbrennungszeit

Bei der ersten Versuchsreihe war der Restabfall sehr feucht, enthielt einen großen Anteil an Biomüll / organischem Restabfall (Grünschnitt) und Hygieneartikeln (Windeln) und der Heizwert war relativ gering. Bei der zweiten Versuchsreihe war das Material sehr trocken und hatte einen relativ hohen Heizwert.

Das stark abweichende Verbrennungsverhalten, sowohl bei den Standardversuchen als auch bei den Schnellverbrennungsversuchen (siehe Kapitel 6.2), ist auf die unterschiedliche Zusammensetzung der beiden Restabfälle zurückzuführen. Die bei den Standardversuchen ermittelten Glühverluste weichen ebenfalls stark voneinander ab. Allerdings betragen die Verbrennungszeiten bei beiden Restabfällen 52 Minuten, was aufgrund der unterschiedlichen Zusammensetzung der Restabfälle und des beobachteten Verbrennungsverhaltens nicht zu erwarten war.

Die Schlacken aus den Standardversuchen werden als VR1-R und VR2-R bezeichnet, wenn sie im Folgenden mit den Schlacken aus den Schnellverbrennungsversuchen verglichen werden.

6.2 Ergebnisse der Schnellverbrennungsversuche

Die Ergebnisse der Schlackeuntersuchung für die einzelnen Versuche beider Versuchsreihen sind in den Tabellen 3 und 4 gegenübergestellt. Von den Schlacken wurden neben den benötigten Größen Atmungsaktivität (AT_4), Gasbildungsraten (GB_{21}), Brennwert (H_o) und Glühverlust (GV) noch die Kohlenstoff-, Stickstoff- und Schwefelgehalte (C, H, S) bestimmt, um weitere Rückschlüsse auf die Schlackenqualität ziehen zu können. Die Ergebnisse für AT_4 , GB_{21} , H_o und GV beider Versuchsreihen sind in den Abbildungen 3 bis 6 dargestellt.

Tabelle 3: Zusammenfassung der Ergebnisse für Versuchsreihe 1 (VR1)

C	Verbr.zeit [min:sek]	a,tr [Ma.%]	AT ₄ [mg/g]	GB ₂₁ [l/kg]	H _o [kJ/kg]	GV,tr [Ma.%]	C,tr [Ma.%]	H,tr [Ma.%]	S,tr [Ma.%]
VR1-1	31:41	28,76	32,4	65,0	12.825	44,98	31,17	3,804	0,271
VR1-2	35:20	26,93	36,6	-	18.015	34,38	44,29	5,554	0,198
VR1-3	41:12	25,51	12,0	-	12.593	45,55	35,68	2,232	0,250
VR1-4	41:22	21,75	21,9	-	10.050	27,21	24,14	2,782	0,264
VR1-5	44:59	20,19	< 0,5	0,8	6.572	19,69	19,37	1,552	0,365
VR1-6	49:30	16,02	1,2	< 0,5	4.182	15,57	11,56	0,968	0,523
VR1-R	52:00	17,00	< 0,5	-	5.517	12,72	12,96	0,920	0,490

Verbr.zeit = Verbrennungszeit; tr = bezogen auf die Trockenmasse

Ergebnisse der Versuchsreihe 1

Die Schnellverbrennungsschlacken wurden mit VR1-1 bis VR1-6 bezeichnet. Die Schlacken sind in den Tabellen nach aufsteigender Verbrennungszeit sortiert, die bei Versuchsreihe 1 zwischen 32 und 49 Minuten, bzw. 52 Minuten für VR1-R, beträgt.

Der Grenzwert für die Atmungsaktivität liegt bei 5 mg O₂ /kg TS. Bei der ersten Versuchsreihe wurde die Atmungsaktivität bei den Schlacken VR1-5, VR1-6 und VR1-R

mit einer Verbrennungszeit von mindestens 45 Minuten eingehalten und bei den Schlacken aus den Versuchen mit kürzerer Verbrennungszeit nicht. Für die Gasbildungsrate, die nicht für alle Schlacken bestimmt wurde, wurde der Grenzwert von 20 l/kg auch für die Schlacken VR1-5 und VR1-6 eingehalten. Der Brennwert überschritt für die Schlacke VR1-5 den Grenzwert von 6.000 kJ/kg etwas. Die Glühverluste wurden von keiner Schlacke eingehalten, auch nicht von VR1-R aus dem Standardversuch.

Als Tendenz war zu erkennen, dass mit steigender Verbrennungszeit der Ascheanteil sank. Dies war bedingt durch einen zunehmenden Ausbrand des Materials, wodurch auch der Glühverlust mit steigender Verbrennungszeit abnahm. Ausnahme bildete die Schlacke VR1-3 mit einem sehr hohen Glühverlust, deutlich höher als bei VR1-4, obwohl die Verbrennungszeit fast identisch ist. Im Vergleich zu VR1-4 zeigte VR1-3 dann aber eine deutlich geringere Atmungsaktivität. Somit musste bei Schlacke VR1-3 ein großer Kohlenstoffanteil vorhanden sein, der aber nicht organisch abbaubar war.

Die Kohlenstoff-, Stickstoff- und Schwefelgehalte der Schlacken sind ebenfalls in Tabelle 3 dargestellt. Der Kohlenstoffgehalt korrelierte zum Teil mit dem Glühverlust, ausgenommen für Schlacke VR1-2. Für diese Abweichung gab es keine plausible Erklärung. Der Wasserstoffgehalt war bei den Schnellverbrennungsschlacken hoch, vor allem bei den Schlacken mit sehr kurzer Verbrennungszeit, was zeigte, dass diese Schlacken schlecht ausgebrannt waren und nicht nur (fixer) Kohlenstoff in den Schlacken verblieben war.

In den Abbildungen 3 und 4 sind die Zusammenhänge zwischen der Verbrennungszeit und den Parametern Atmungsaktivität, Brennwert und Glühverlust dargestellt. Der lineare Zusammenhang war beim Glühverlust, bis auf einen Ausreißer, gut zu erkennen. Auch für die Atmungsaktivität und den Brennwert wurde ein in etwa linearer Zusammenhang ermittelt, auch wenn einzelne Werte für die Atmungsaktivität und den Brennwert bis zu 20 % von der Geraden abweichen.

(Anmerkungen: Die Schlacken VR1-3 und VR1-4 zeigten trotz ähnlicher Verweilzeit sehr unterschiedliche Eigenschaften, die sich bei der graphischen Darstellung in starken Streuungen niederschlugen, und die vermutlich auf die heterogene Zusammensetzung zurückgeführt werden müssen. Für die Gasbildungsrate standen für den Nachweis eines linearen Zusammenhangs nicht ausreichend viele Werte zur Verfügung.)

Für das oben erläuterte Ziel ist vor allem wichtig, dass die Grenzwerte der Parameter bei bestimmten Verweilzeiten eingehalten werden und eine Verweilzeitverkürzung überhaupt realisierbar ist: für die Schlacken VR1-5 und VR1-6 wurden die Atmungsaktivitäten eingehalten, so dass die Verkürzung der Verbrennungszeit auf 45 Minuten

für eine „Inertisierung“ der Schlacken ausreicht, sofern nicht der Glühverlust sondern die Atmungsaktivität als Kriterium herangezogen wird.

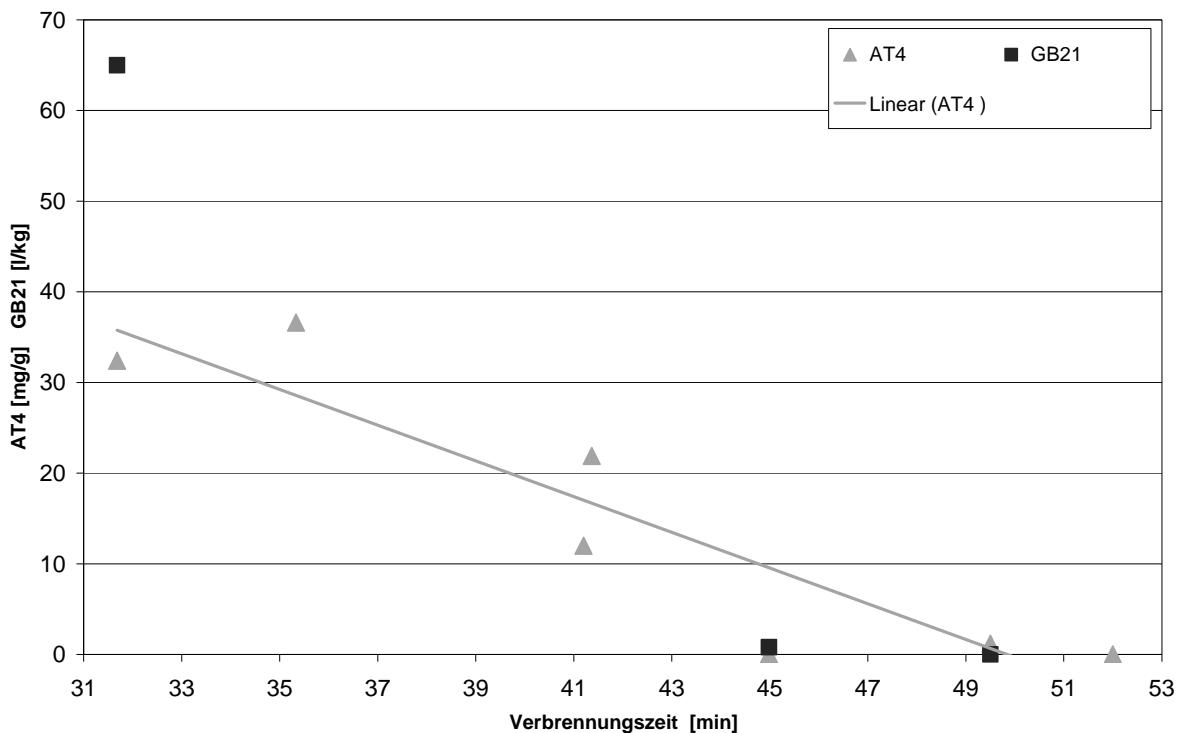


Abbildung 3: Zusammenfassung der Ergebnisse für AT₄ und GB₂₁ für Versuchsreihe 1

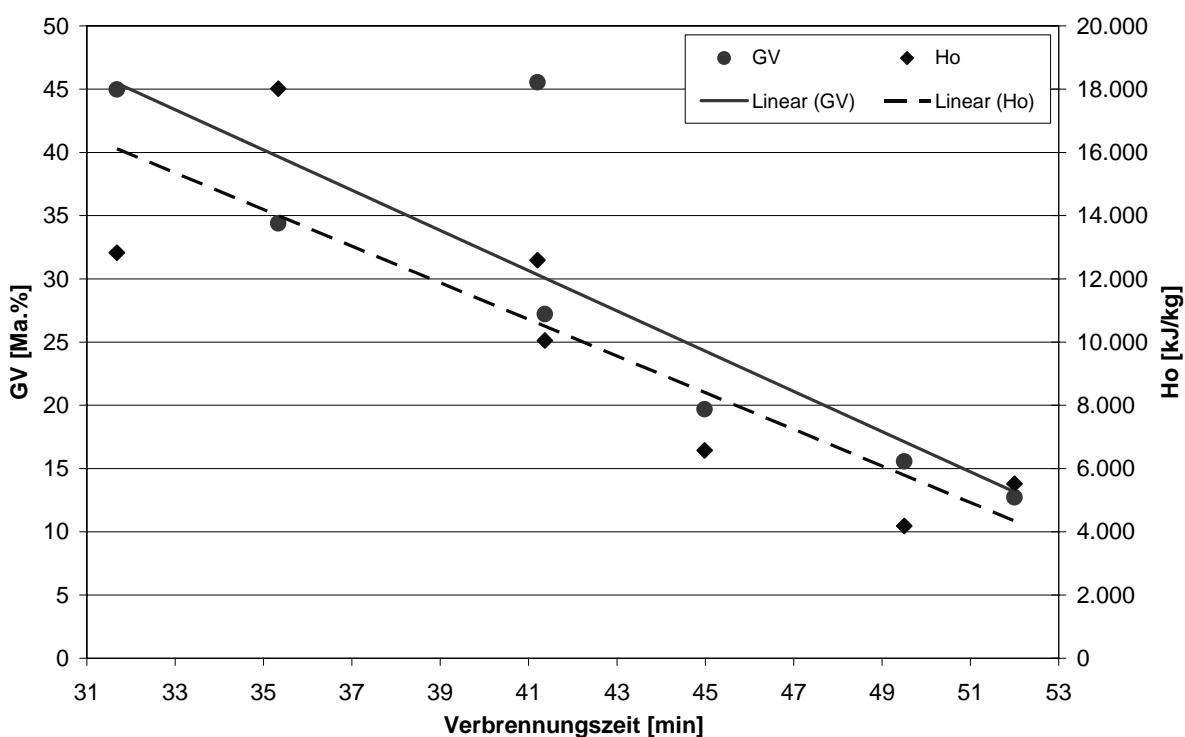


Abbildung 4: Zusammenfassung der Ergebnisse für H_o und GV für Versuchsreihe 1

Ergebnisse der Versuchsreihe 2

Die Ergebnisse der Schlackeuntersuchung bei Versuchsreihe 2 mit dem höheren Heizwert der Abfallprobe (vgl. Tabelle 2) sind in Tabelle 4 wiedergegeben. Die Verbrennungszeiten betrugen zwischen 35 und 47 Minuten, bzw. 52 Minuten für VR2-R.

Keine Schlacke war so gut ausgebrannt wie die Schlacke VR2-R aus dem Standardversuch, so dass bei allen Schlacken die verkürzte Verbrennungszeit zu Qualitäteinbußen führte. Weil die Schlacken bei den Schnellverbrennungsversuchen bei Versuchsreihe 2 gut ausgebrannt aussahen, wurden im Vergleich zur Verweilzeit beim Standardversuch (52 Minuten) deutlich kürzere Verweilzeiten gewählt. Auf kürzere Verweilzeiten als 35 Minuten wurde jedoch verzichtet, weil Versuchsreihe 1 gezeigt hatte, dass bei extremen Verweilzeitverkürzungen die Parameter in der Schlacke weit außerhalb des einzuhaltenen Bereichs liegen. Die anschließenden Untersuchungen der Schlacken zeigten dann allerdings ein anderes Bild. Denn wie in Tabelle 4 dargestellt, hielten alle Schlacken die Grenzwerte der Kriterien Atmungsaktivität, Gasbildungsrate und Brennwert ein, nur den Glühverlust nicht.

Tabelle 4: Zusammenfassung der Ergebnisse für Versuchsreihe 2 (VR2)

	Verbr.zeit [min:sek]	a,tr [Ma.%]	AT ₄ [mg/g]	GB ₂₁ [l/kg]	H _o [kJ/kg]	GV,tr [Ma.%]	C,tr [Ma.%]	H,tr [Ma.%]	S,tr [Ma.%]
VR2-1	34:52	25,72	1,29	6,2	4.034	20,23	11,08	0,83	1,51
VR2-2	38:38	19,83	1,27	5,3	2.991	15,33	11,93	0,65	2,38
VR2-3	45:08	23,15	1,26	3,8	3.132	10,83	11,86	0,71	4,20
VR2-4	45:59	20,52	< 0,25	< 1,2	2.134	8,69	8,03	0,50	1,23
VR2-5	47:30	21,20	0,33	1,3	2.313	11,26	8,09	0,65	1,31
VR2-R	52:00	25,69	0,33	1,9	1.229	4,25	4,86	0,31	1,57

Verbr.zeit = Verbrennungszeit; tr = bezogen auf die Trockenmasse

Die Tendenzen von Versuchsreihe 1 ließen sich bei Versuchsreihe 2 ebenfalls erkennen. So wurden ebenfalls lineare Beziehungen ermittelt (siehe Abbildungen 5 und 6). Für die Gasbildungsrate waren z.T. stärkere Abweichungen von der linearen Ausgleichsgeraden zu erkennen.

Auffällig war, dass bei allen Versuchen die Grenzwerte für Brennwert, Atmungsaktivität und Gasbildungsrate eingehalten wurden, d.h. auch bei einer massiven Verweilzeitverkürzung verhielten sich die Schlacken inert, wenn die Ablagerungskriterien für MBAs zu Grunde gelegt werden. Den Glühverlust von 5 % überschritten alle Schlacken, so dass sie nicht den Anforderungen der Ablagerungsverordnung entsprachen, obwohl sie sich biologisch wenig reaktiv zeigten. (Anmerkung: Bei der Bestimmung der Atmungsaktivität zeigten sich die Schlacken anfangs sehr wenig reaktiv und brauchten eine lange Anlaufphase bevor die biologische Umsetzung begann. Die

Werte für die Gasbildungsrate sind mit etwas Vorsicht zu bewerten, weil teilweise nicht genügend Material für die Standard-Bestimmungen zur Verfügung stand. Die Tendenz ist aber deutlich erkennbar.)

Anhand der Wasserstoffgehalte der Schlacken war zu erkennen, dass die Schlacken deutlich besser ausgebrannt waren als bei Versuchreihe 1. Bezogen auf die geringeren Kohlenstoffgehalte waren die Wasserstoffgehalte in den Schlacken jedoch vergleichbar mit denen aus Versuchsreihe 1. In den Schlacken waren die Schwefelgehalte relativ hoch, sowohl absolut als auch im Vergleich zu den Schlacken aus Versuchsreihe 1. Da der Restabfall jedoch nicht auf seinen Schwefelgehalt untersucht wurde, können keine Rückschlüsse auf den Transfer des Schwefels gezogen werden.

Da alle Schlacken die Grenzwerte einhielten, kann hier nur die kürzeste getestete Verweilzeit von VR2-1 als Mindestzeit für eine Verbrennung mit ausreichender „Inertisierung“ angegeben werden. Aus der Extrapolation der Versuchswerte ergibt sich, dass näherungsweise eine Verweilzeitverkürzung bis auf 21 Minuten (begrenzt durch $H_o = 6.000 \text{ kJ/kg}$) möglich wäre. Die Schlacken waren alle relativ ähnlich und gut ausgebrannt, was sich auch an den geringen Ascheanteilen zeigte, in denen nur noch wenig Unausgebranntes vorhanden war. Eine leichte Tendenz zur Verschlechterung der Werte für die Kriterien mit sinkender Verweilzeit war zu erkennen. Zusätzliche Versuche mit kürzeren Verweilzeiten für diesen Restabfall sollten zur Absicherung der bisherigen Ergebnisse noch durchgeführt werden.

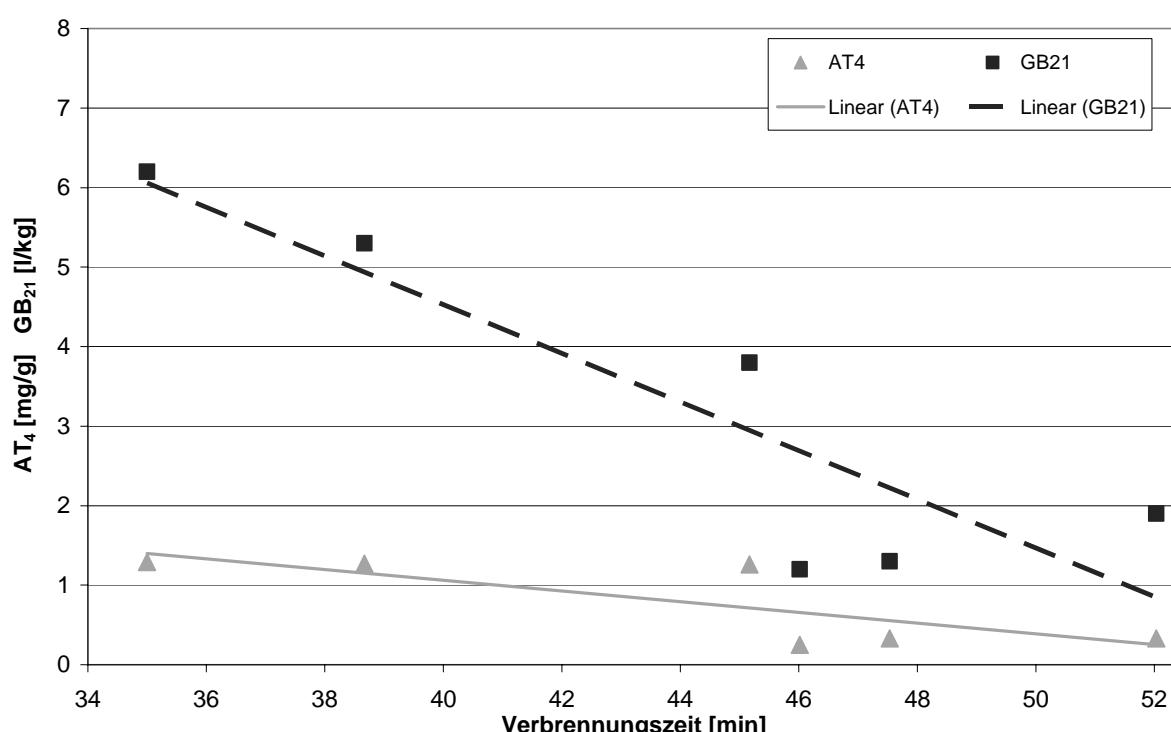
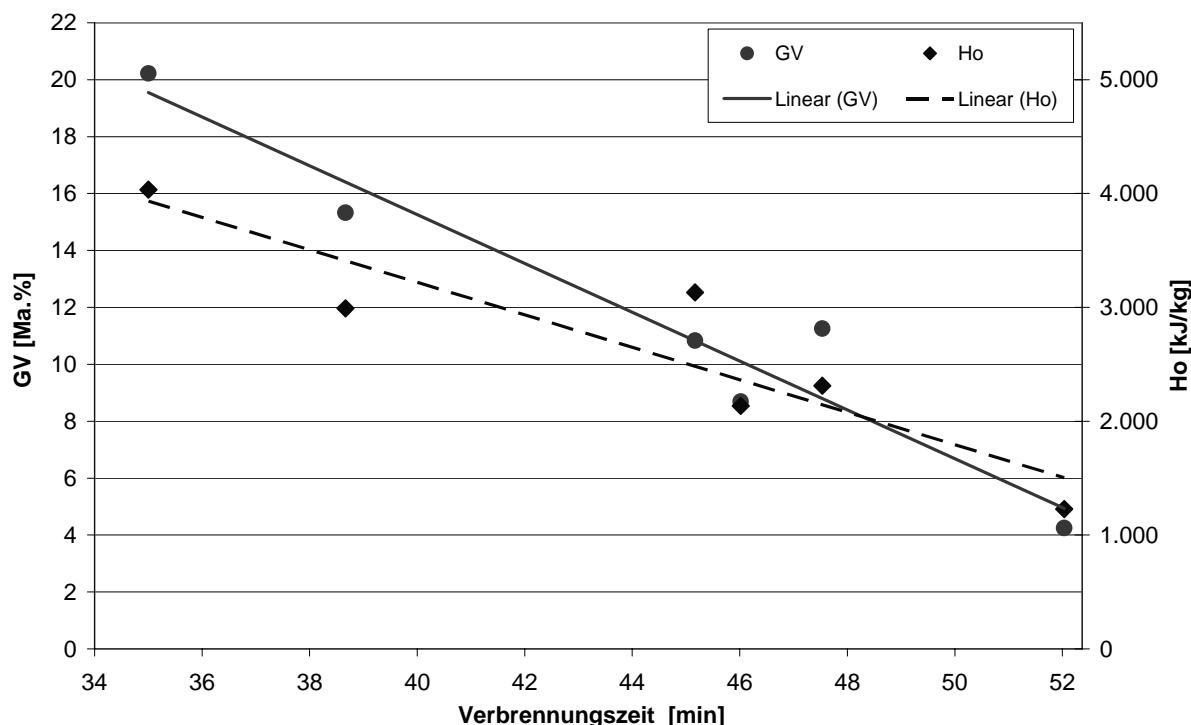


Abbildung 5: Zusammenfassung der Ergebnisse für AT4 und GB₂₁ für Versuchsreihe 2

Abbildung 6: Zusammenfassung der Ergebnisse für H_o und GV für Versuchsreihe 2

Vergleich beider Versuchsreihen

Die beiden Restabfälle unterschieden sich sehr stark in Ihren Eigenschaften (Heizwert, Wasser- und Aschegehalt) und dies spiegelte sich auch in Ihrem Vermögen, „schnellverbrannt“ zu werden, wieder.

Bei Versuchsreihe 1 mit einem nassen, heizwertarmen Restabfall konnte für einige Schlacken die ausreichende Inertisierung erreicht werden, sofern nicht der Glühverlust sondern die Atmungsaktivität als Bemessungskriterium verwendet wurde. Es war zu erkennen, dass sich die Qualität der Schlacke mit steigender Verweilzeit verbesserte. Die Ergebnisse der Versuchsreihe 1 ließen eine Begrenzung für die Verweilzeitverkürzung auf minimal 45 Minuten erkennen. Dabei ist zu beachten, dass der Glühverlust bei Versuchsreihe 1 auch für den Standardversuch VR1-R nicht eingehalten werden konnte und dass der Brennwert für die Schlacke VR2-5 bei 45 Minuten Verweilzeit den geltenden Grenzwert leicht überschritt.

Beim heizwertreichen, trockenen Restabfall von Versuchsreihe 2 war eine wesentlich weitergehende Verweilzeitverkürzung zulässig, wenn nur die zur MBA-Inertstoff-Qualität analoge Schlackequalität erreicht werden musste; denn das Material war trocken, zündete und verbrannte schnell, der Heizwert war hoch. Dadurch war das Material auch nach relativ kurzer Verweilzeit im Feuerraum ausreichend gut ausgebrannt (laut MBA-Parameter), wenngleich mit steigender Verweilzeit deutlich die Verbesserung des Ausbrandes erkennbar war. Aufgrund der realisierten Versuche ist folglich die Verweilzeitverkürzung von 52 Minuten auf 35 Minuten zulässig.

Anhand der Wasserstoffgehalte in den Schlacken beider Versuchsreihen war zu erkennen, dass nicht alle flüchtigen Bestandteile zuerst verbrannt werden und dass am Versuchsende nicht ausschließlich Kohlenstoff in den Schlacken verbleibt.

6.3 Auswirkung der Schnellverbrennung auf die Verbrennungskapazität

Bei Versuchreihe 1 mit einem nassen, heizwertarmen Restabfall entspricht die auf 86 % verkürzte Verweilzeit einer Durchsatzerhöhung um 15 %. Eine solche Erhöhung wird in einer konventionellen Müllverbrennungsanlage, sofern nicht ohnehin aufgrund von Heizwertsteigerungen im Überlastbereich gefahren werden muss, bezüglich der Feuerraumbelastung, der Verbrennungsführung und der Wärmeabfuhr zu realisieren sein. Allerdings sind in jedem Einzelfall die anlagenspezifischen Anforderungen und das vorliegende Potenzial für eine Verweilzeitverkürzung zu beachten.

Bei Versuchsreihe 2 mit heizwertreichem, trockenem Restabfall zeigt sich selbst bei der kürzesten Verweilzeit von 35 Minuten eine Inertisierung der Schlacken bemessen mit Hilfe der MBA-Parameter. Dies entspricht einer Verbrennungszeitverkürzung auf 73 % und einer Durchsatzsteigerung um 36 %. Eine solche Steigerung erscheint allerdings aufgrund der üblichen wärmetechnischen Auslegung existierender Müllverbrennungsanlagen nur im Ausnahmefall realisierbar. Allerdings zeigt diese Versuchsreihe mit Restabfall, der aufgrund seiner Eigenschaften aufbereitetem Ersatzbrennstoff ähnelt, entsprechende Potentiale auf für Ersatzbrennstoff-Kraftwerke.

7 Zusammenfassung und Fazit

Es wurde mit Hilfe von Schnellverbrennungsversuchen in der Technikumsverbrennungsanlage (TVA) des Fachgebietes Abfalltechnik untersucht, ob und wie die Müllverbrennung verändert und der Mülldurchsatz erhöht werden kann, wenn zur Beurteilung der Ablagerungsfähigkeit und des Ausbrandes der Schlacken statt des Glühverlustes die Atmungsaktivität und die Gasbildungsrate herangezogen werden. Die Schnellverbrennung wurde durch die Reduzierung der Verweilzeit bei der Verbrennung erreicht. Die Auswirkungen auf den Ausbrand des Abfalls, bzw. die Inertisierung der Schlacke wurden bestimmt und anhand der für die mechanisch-biologische Behandlung zulässigen Kriterien Atmungsaktivität, Gasbildungsrate, Brennwert und zusätzlich dem Glühverlust untersucht und beurteilt. Für die Untersuchung wurden zwei Versuchsreihen mit verschiedenen Restabfällen durchgeführt.

Die bei den Versuchen gewonnenen Ergebnisse haben gezeigt, dass durch die Verweilzeitverkürzung eine erhebliche Erhöhung der Mülldurchsatzleistung erreicht und dennoch ein ausreichender Ausbrand unter den Gesichtspunkten der Atmungsaktivität und der Gasbildungsrate gewährleistet werden kann.

Insofern sollte für bestehende Müllverbrennungsanlagen überprüft werden, bis zu welcher anlagentechnisch realisierbaren Durchsatzerhöhung die Parameter Atmungsaktivität und Gasbildungsrate eingehalten werden können, wobei die Eigenschaften der eingesetzten Restabfälle (z.B. Heizwert, Wasser- und Ascheanteil) als Einflussgrößen zu berücksichtigen sind.

Bei der Vermarktung der Schlacke müssen die vom Schlackeabnehmer geforderten Qualitätsparameter berücksichtigt werden. Die zu erwartenden Auswirkungen der Ausbrandveränderung auf z.B. das Elutionsverhalten sind in diesem Zusammenhang zu untersuchen. Zusätzlich wäre zu prüfen, ob ein geringerer Schlackeerlös aufgrund der verminderten Schlackequalität kompensiert wird durch die erhöhten Einnahmen bedingt durch den vergrößerten Mülldurchsatz.

Bei erfolgreichen Untersuchungen in Großanlagen, könnte der Betrieb entsprechend umgestellt und die Durchsätze in den Müllverbrennungsanlagen vergrößert werden. Damit wäre eine Möglichkeit gegeben, um das seit dem 01.06.2005 vorhandene Kapazitätsdefizit an Abfallbehandlungsanlagen wenigstens übergangsweise abzumildern. Dafür müssten den Müllverbrennungsanlagenbetreibern übergangsweise Genehmigungen für die Reduzierung der Schlackequalität analog zu den Zuordnungskriterien für Reststoffe aus der MBA erteilt werden.

Im Zusammenhang mit dem Ziel 2020 ist eine solche Qualitätsverschlechterung der Müllverbrennungsschlacken allerdings nicht dauerhaft anzustreben. Da neue MVA-Kapazitäten und Ersatzbrennstoff-Kraftwerke gebaut werden, wird auf lange Sicht für die bestehenden Müllverbrennungsanlagen auch kein Betrieb im Überlastbereich nötig sein.

Auf der anderen Seite ist in diesem Zusammenhang zu überprüfen, ob die Zuordnungskriterien für MBAs wirklich sinnvoll gewählt sind. Vor allem beim Grenzwert von 6.000 kJ/kg für den Brennwert ist Diskussionsbedarf zu erkennen, denn ein Material mit einem Brennwert von 6.000 kJ/kg ist nicht wirklich inert, sondern kann sehr gut verbrannt werden. Ein Gemisch aus 80 % inertem Material wie Sand und 20 % Kohle hält diese Bedingung ein. Es wäre jedoch falsch zu behaupten, dass dieses Material inert sei und thermisch nicht genutzt werden könnte, wie das dem heizwertarmen Material aus der MBA unterstellt wird. In diesem Zusammenhang erscheint die aktuell zum 01. Februar 2007 in Kraft getretene „Verordnung zur Umsetzung der Ratsentscheidung vom 19.12.2003“ ökologisch nicht nachvollziehbar, die eine Überschreitung einzelner Zuordnungswerte bis zum dreifachen des jeweiligen Zuordnungswertes zulässt. Somit wäre eine Ablagerung von Shredderleichtabfällen mit einem Brennwert von bis zu 18.000 kJ/kg auf Deponien der Klasse III mit Zustimmung der zuständigen Behörde zulässig. Damit wurden nach den Ausnahmeregelungen für die MBA-Reststoffe weitere Ausnahmeregelungen festgelegt, die eine Ablagerung gestatten, obwohl es sinnvoller wäre, dass Material zu verbrennen.

Der Brennwert ist nur ein Kriterium anhand dessen gezeigt werden kann, dass es nicht sinnvoll ist, das heizwertarme Material aus der MBA abzulagern, weil die vorgegebenen Kriterien nicht sicherstellen, dass das Material tatsächlich inert ist. Da diese Zuordnungskriterien laut AbfAbIV jedoch gültig sind, und sie für das heizwertarme Material aus der MBA angewendet werden, dürften der Müllverbrennung nicht im Gegenzug durch einen Glühverlust von < 5 % deutlich strengere Begrenzungen auferlegt werden.

Wenn für beide zulässigen Behandlungsverfahren gleiches Recht gilt und gleiche Grenzwerte festgelegt werden, könnte das Defizit an Behandlungskapazitäten gemindert werden. Das scheint wegen der erheblichen ökologischen Belastung allenfalls kurzfristig vertretbar zu sein.

8 Literatur

- Abfallablagerungsverordnung 2001 (AbfAbIV): Verordnung über die umweltverträgliche Ablagerung von Siedlungsabfällen - BGBl. I, Seite 305
- Friedel, M.: Konsequenzen für die thermische Restabfallbehandlung verursacht durch die TASi und das KrW-/AbfG, Dissertation Universität Kassel, Schriftenreihe des Fachgebietes Abfalltechnik, Universität Kassel (2001) 181 S.
- Seeger, H. 2005: Untersuchungen zur Bestimmung des Verbrennungsverhaltens von festen Abfallstoffen, Dissertation Universität Kassel, Schriftenreihe des Fachgebietes Abfalltechnik, Universität Kassel (2001) 176 S.
- TA Siedlungsabfall (TASi) 1993: Dritte Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Abfallgesetz: Technische Anleitung zur Verwertung, Behandlung und sonstigen Entsorgung von Siedlungsabfällen - BAnz. Nr. 99a (1993)

M. Faulstich, A. I. Urban, B. Bilitewski (Hrsg.)

**12. Fachtagung
Thermische Abfallbehandlung**

**Treibhausgasemissionen und Minderungspotenziale
in Müllverbrennungsanlagen**

Dipl.-Ing. Christian Pacher, Prof. Dr.-Ing. Martin Faulstich
Technische Universität München

Dipl.-Ing. Uwe Eggenstein, Dr.-Ing. Peter Quicker,
ATZ Entwicklungszentrum Sulzbach-Rosenberg

Schriftenreihe des
Fachgebietes Abfalltechnik
Universität Kassel

1 Einführung

Vorsorgende Klimaschutzmaßnahmen rücken inzwischen nicht nur vermehrt in den öffentlichen Fokus, sondern werden auch unter wirtschaftlichen Aspekten betrachtet. Der im Oktober 2006 veröffentlichte Bericht des britischen Chefökonomen Sir Nicholas Stern („Stern Review“) führte zu einer veränderten Sicht des Klimawandels, da der Verzicht auf Klimaschutzmaßnahmen mit monetären Werten veranschaulicht wurde. Die Kosten für Klimaschutzmaßnahmen liegen Stern zufolge mit etwa einem Prozent des globalen Sozialprodukts weit unter den Belastungen, die durch einen weiteren Anstieg der Treibhausgasemissionen entstehen würden. Die späteren Kosten für den unterlassenen Klimaschutz vergleicht Stern mit den Verlusten, die der Weltwirtschaft in der Zeit der zwei Weltkriege und der Weltwirtschaftskrise entstanden sind [BMU 2006a]. Es muss also nicht nur unter ökologischen, sondern auch unter wirtschaftlichen Gesichtspunkten gehandelt werden. Nach wie vor stehen allerdings die realen Umweltauswirkungen des Klimawandels im Vordergrund. Die messbar wachsende CO₂-Konzentration in der Atmosphäre fordert eindringliche Maßnahmen, um dem Fortschreiten eines Klimawandels entgegenzutreten. So machen das Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU) wie auch das Umweltbundesamt (UBA) durch Pressemitteilungen wie

- „Wir müssen dem Klimawandel entschlossenes Handeln entgegensetzen“ [BMU 2006b],
 - „Deutschland muss sich auf den Klimawandel einstellen“ [BMU 2006c],
 - „Der Klimawandel ist Realität“ [BMU 2006d] oder
 - „Erhebliche Klimaänderungen in Deutschland zu erwarten“ [UBA 2006a]
- immer wieder nachdrücklich auf diese Entwicklung aufmerksam.

Mit dem Übereinkommen der Vereinten Nationen im Rahmen des Kyoto-Protokolls und mit dem endgültigen Inkrafttreten am 16. Februar 2005 erfolgte ein wesentlicher Schritt in Richtung vorbeugendem Klimaschutz. Die Europäische Union hat sich dort verpflichtet, den Ausstoß der sechs Kyotogase (CO₂, CH₄, N₂O, HFC, PFC, SF₆) bis zum Jahr 2012 um 8% zu reduzieren. Im Rahmen des EU burden sharing agreement wurden mit den Mitgliedsstaaten unterschiedliche, individuelle Reduktionsziele vereinbart [EU Rat 2002: 19] (Abbildung 1). Deutschland setzte sich das Ziel, die Treibhausgasemissionen bis 2012 um 21% gegenüber dem Basisjahr 1990 zu vermindern, über die Vereinbarungen des Kyoto-Protokolls hinaus bis 2020 sogar um 40% [BMU 2005a: 6].

Das Erreichen dieser Ziele erscheint derzeit allerdings nur unter weiteren Anstrengungen möglich, denn nach kontinuierlichen Reduzierungen in den 90er Jahren stagniert die erzielte Emissionsreduzierung in den letzten Jahren auf einem Wert von etwa 18% bezogen auf das Basisjahr 1990 (Abbildung 2).

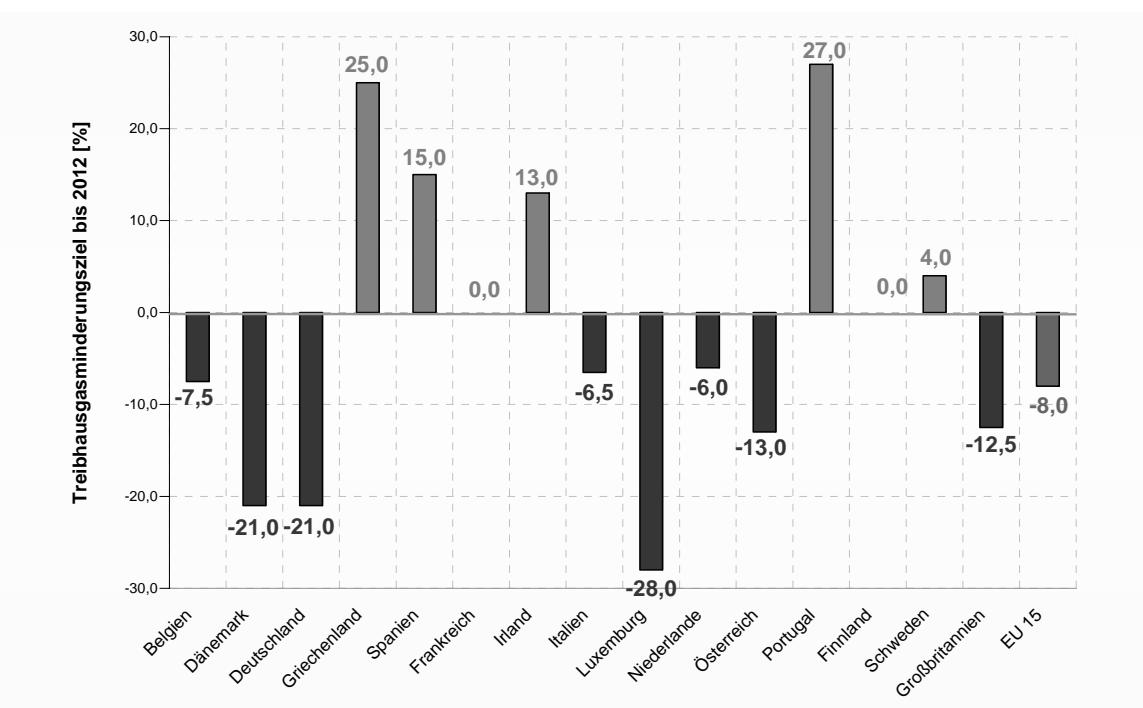


Abbildung 1: Treibhausgasminderungsziele bis 2012 innerhalb der EU laut EU burden sharing agreement bezogen auf das Basisjahr 1990 [EU Rat 2002: 19]

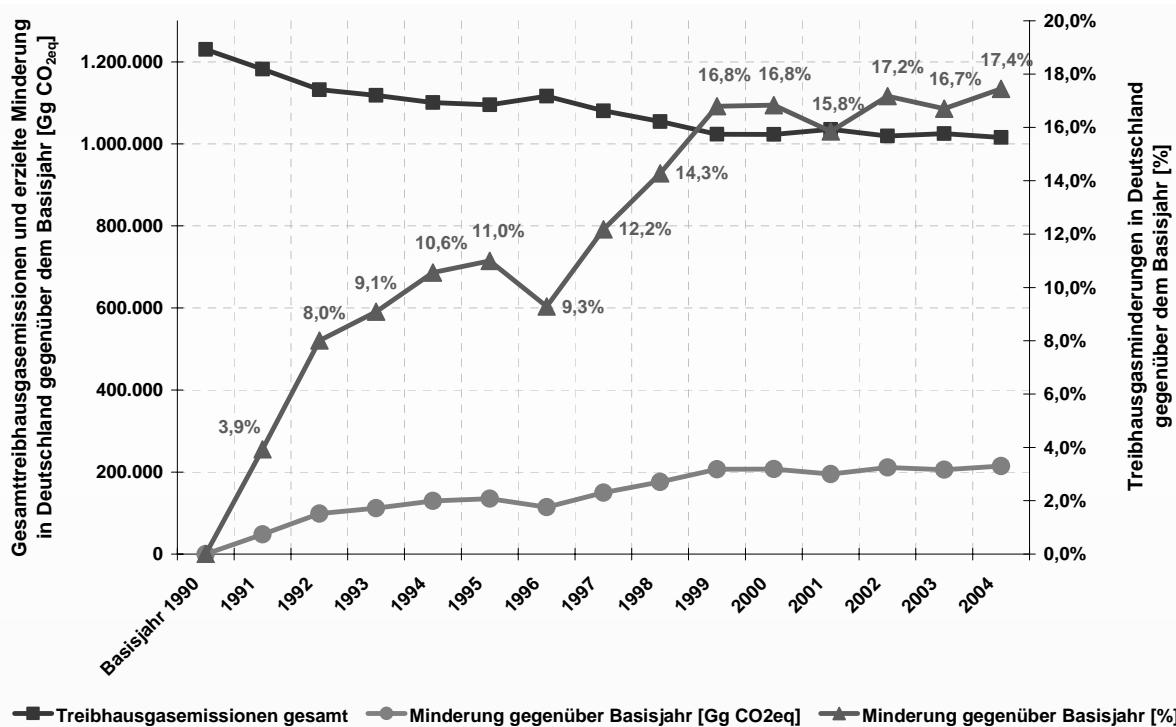


Abbildung 2: Entwicklung der Treibhausgasemissionen und der erzielten Minderungen gegenüber dem Basisjahr 1990 [UBA 2006b: 40]

In Anbetracht der stagnierenden Emissionsreduktion müssen neue Wege zur Erreichung der formulierten Ziele beschritten werden. Beträchtliche Potenziale liegen

hierbei neben dem Einsatz Erneuerbarer Energien vor allem in der Effizienzsteigerung Energie erzeugender Anlagen [BMU 2005a: 35]. Einen Anreiz zur Steigerung der Energieeffizienz soll unter anderem der EU-weite Handel mit Emissionszertifikaten bringen, der mit Beginn des Jahres 2005 als neues Instrument für den Klimaschutz auch in Deutschland eingeführt wurde. Der Zertifikatehandel ist innerhalb der EU zunächst auf das Klimagas CO₂ beschränkt, soll aber auf weitere Treibhausgase ausgeweitet werden. Die Betreiber von Kraftwerken oder anderen Industrieanlagen erhalten kostenlose Zertifikate, die zum Ausstoß einer genau festgelegten Menge an CO₂ berechtigen. Werden mehr Emissionen freigesetzt, muss der Betreiber zusätzliche Zertifikate ankaufen. Werden dagegen aufgrund technischer Optimierungsmaßnahmen weniger Emissionen freigesetzt, können die überschüssigen Zertifikate abgegeben und die durchgeführten Optimierungsmaßnahmen refinanziert werden [BMU 2005b: 4].

2 Problemstellung und Zielsetzung

Nach Inkrafttreten der Technischen Anleitung Siedlungsabfall (TASi) zum 1. Juni 2005 werden bisher unbehandelt deponierte Abfälle nun größtenteils durch die thermischen Behandlungsanlagen verwertet. Dadurch steigen die CO₂-Emissionen aus der Verbrennung, diese sind aber zu etwa 50% biogenen Ursprungs und damit nicht klimawirksam [BMU 2006e: 11]. Durch die kontrollierte Energiegewinnung bei der thermischen Abfallbehandlung können zudem fossile Energieträger substituiert und damit ein wesentlicher Beitrag zum Klimaschutz geleistet werden. Da in Deutschland laut § 3 der Biomasseverordnung (BiomasseV) gemischte Siedlungsabfälle aus privaten Haushaltungen und ähnliche Abfälle nicht als Biomasse anerkannt sind, erfolgt keine Förderung nach dem Erneuerbaren Energiengesetz (EEG) [BiomasseV 2001: 2]. Im Bereich der Abfallverbrennung werden somit im Gegensatz zu den Erneuerbaren Energien keine Anreize für Investitionen gegeben.

Der Emissionshandel erweist sich zudem in seiner derzeitigen Form als nicht geeignetes Instrument für Effizienzmaßnahmen in der Abfallverbrennung, da die prozessbedingten Emissionen nicht beeinflusst werden können. Eine Einbindung in den Emissionshandel ist für MVA auch für die zweite Zuteilungsperiode von 2008-2012 nicht vorgesehen, könnte aber ab 2013 Realität werden. Dazu sollten unter anderem im Rahmen dieses Projektes folgende Fragen beantwortet werden:

- Wie können MVA den jährlich formulierten Reduktionszielen (derzeit 1,25% für KWK-Anlagen und Anlagen des Produzierenden Gewerbes und 15% für Anlagen der Energiewirtschaft [BMU 2006f: 25]) gerecht werden?
- Wie wird der rechtlich vorgeschriebene Entsorgungsauftrag der kommunalen Müllverbrennungsanlagen berücksichtigt?
- Wie werden die tatsächlich klimawirksamen Emissionen bei der thermischen Behandlung von Abfällen bestimmt?

Ziel des Forschungsprojekts „CO₂-Minderungspotenziale und Anwendung der Klimaschutzinstrumente in EFRE-Ziel-2-Gebieten“ ist es, den Beitrag der thermischen Verwertung von Abfällen in Müllverbrennungsanlagen zum Erreichen nationaler Klimaschutzziele zu ermitteln. Dazu wurden an drei ausgewählten Müllverbrennungsanlagen in Bayern

- die klimawirksamen Treibhausgasemissionen,
 - die möglichen technischen Optimierungsmaßnahmen,
 - die daraus folgenden Treibhausgasminderungspotenziale,
 - die mögliche Energiebereitstellung und
 - das damit verbundene Substitutionspotenzial fossiler Energieträger
- analysiert. Im Zuge eines Emissionshandels für MVA und der damit verbundenen Emissionsberichterstattung wurden wichtige Rahmenbedingungen berücksichtigt.

3 Treibhausgasemissionen in den untersuchten Müllverbrennungsanlagen

3.1 Untersuchte Treibhausgase

Kohlendioxidemissionen stellen bei der Abfallverbrennung den größten Anteil an den klimarelevanten Emissionen [Johnke 2002: 4]. CO₂ besitzt zudem mit rund 60% des anthropogenen Treibhauseffekts die größte Klimawirksamkeit [LfU Bayern 2004: 3]. Da im Europäischen Emissionshandel derzeit nur das Treibhausgas CO₂ gehandelt wird, wird auch im Hinblick auf eine mögliche Integration von MVA im Emissionshandelsystem ein Hauptaugenmerk auf die CO₂-Emissionen gelegt.

Das Auftreten anderer Treibhausgasemissionen in MVA wurde mit den Anlagenbetreibern diskutiert und mengenmäßig erhoben, soweit dies über derzeitig in den Anlagen implementierte Messsysteme möglich war.

Methanemissionen (CH₄) werden überwiegend bei Prozessen verursacht, bei denen organisches Material unter anaeroben Bedingungen abgebaut wird [LfU Bayern 2004: 5]. Bei der Müllverbrennung entstehen Methanemissionen lediglich im Bunker, wo der Abfall vor Eingabe in den Verbrennungsraum lagert. Durch Vergärungsprozesse entsteht dort Methangas. Da die Primärluft für den Verbrennungsprozess über den Bunker in den Verbrennungsraum gesogen wird, entweicht das Methan nicht in die Atmosphäre, sondern gelangt im Sog der Primärluft in den Verbrennungsraum und wird dort zu CO₂ oxidiert.

Lachgas (N₂O) trägt etwa 6% zu den gesamten Treibhausgasemissionen in Deutschland bei. Sie werden überwiegend durch stickstoffhaltige Dünger in der Landwirtschaft, Industrieprozesse in der chemischen Industrie und den Verkehr verursacht [LfU Bayern 2004: 6]. In Müllverbrennungsanlagen erfolgt eine Erfassung der Stickoxide über den Summenparameter NO_x, wie sie nach der 17. Bundesimmissions-

schutzverordnung (17. BlmSchV) vorgeschrieben ist. Dieser Summenparameter NO_x setzt sich in Abhängigkeit von den Verbrennungsbedingungen (vor allem in Abhängigkeit der Temperatur) zu etwa 95% aus NO und etwa 5% aus anderen Stickstoff-Sauerstoff-Verbindungen zusammen. Da die N-O-Verbindung N₂O wesentlich instabiler ist als NO₂, tritt vorrangig NO₂ im Reingas auf. Stickstoffoxide spielen allerdings wie auch Kohlenstoffmonoxid (CO) eine wichtige Rolle als Vorläufersubstanzen bei der Entstehung von bodennahem Ozon. Ozon ist nach Kohlenstoffdioxid und Methan zum wichtigsten anthropogenen Treibhausgas geworden. Es hat jedoch eine kurze Lebensdauer von wenigen Wochen und somit nicht die klimawirksame Bedeutung der beiden anderen Gase. Da in Müllverbrennungsanlagen sowohl Stickoxide, als auch Kohlenmonoxide emittiert werden und diese beiden Gase auch durch Grenzwerte in der 17. BlmSchV reglementiert sind, wurden diese in die Untersuchungen einbezogen.

Teilhalogenierte Fluorkohlenwasserstoffe (H-FKW/HFC) und Perfluorierte Kohlenwasserstoffe (FKW/PFC) sowie Schwefelhexafluorid (SF₆) werden in den Verbrennungsprozessen zerstört beziehungsweise bei nasser Rauchgasreinigung im Wäschersystem niedergeschlagen oder bei trockener Rauchgasreinigung mit dem entstandenen Filterrückstand ausgetragen.

Aufgrund der sehr geringen Konzentration von SF₆ in der Erdatmosphäre wird sein Einfluss auf die globale Erwärmung jedoch als äußerst gering betrachtet. In der Abfallverbrennung spielt es keine Rolle.

3.2 Erfassung der spezifischen Anlagendaten

Zur Erhebung der relevanten Daten wurden im Forschungsprojekt zwei Erfassungsbogen entwickelt.

Über einen Erfassungsbogen wurden unter anderem folgende betriebliche Kennzahlen erhoben:

- Brennstoffinput (Müll, Klärschlamm, Erdgas, Heizöl)
- Input Betriebsmittel (Rauchgasreinigung)
- Energieerzeugung, -eigenbedarf und -output
- Reststoffoutput
- Verfügbarkeit

In einem zweiten Bogen wurden die Emissionen unter Berücksichtigung der eingesetzten Brennstoffe und der Müllzusammensetzung erfasst (Tabelle 1). Die Daten wurden sowohl als Jahresfrachten abgefragt, als auch bezogen auf eine Tonne verbrannten Abfalls, um Kennwerte bilden und Vergleiche durchführen zu können.

Tabelle 1: Erfassungsbogen zur Erhebung der Emissionen in den untersuchten Anlagen unter Berücksichtigung von Brennstoffinput und Müllzusammensetzung

Input – Brenn-/Betriebsstoffe		2000	2001	2002	...
Müll	t/a				
Klärschlamm	t/a				
Erdgas	m ³ /a				
Heizöl	l/a				
Müllzusammensetzung		2000	2001	2002	...
Hausmüll	t/a				
Gewerbemüll	t/a				
Sperrmüll	t/a				
CO ₂ -Emissionen aus		2000	2001	2002	...
gesamt	t CO ₂ /a				
Erdgas	t CO ₂ /a				
Heizöl	t CO ₂ /a				
Klärschlamm	t CO ₂ /a				
Hausmüll	t CO ₂ /a				
Sonstige Emissionen		2000	2001	2002	...
SO ₂	kg/a				
NO _x	kg/a				
N ₂ O	kg/a				
HFC	kg/a				
PFC	kg/a				

Die Erhebung der im Kyoto-Protokoll definierten Treibhausgase gestaltet sich in den MVA schwierig, da diese in der Regel nicht über spezifische Messsysteme erfasst werden. Dies gilt insbesondere für die Messung von CO₂. Die Werte für CO₂ werden derzeit in MVA im Allgemeinen über Parameter im Rauchgasvolumenstrom anteilig berechnet und in Prozentangaben dokumentiert.

CO₂ ist ein infrarotaktives Gas, so dass die Messung in einem Nahinfrarot-Multimessgerät (NIR) erfolgen kann (Abbildung 3), in dem auch andere nach 17. BlmSchV vorgeschriebene Parameter wie SO₂, NO_x, HCl etc. gemessen werden können. Die Messung im NIR ist im Gegensatz zur anteiligen Berechnung aus dem Rauchgasvolumenstrom mit geringen Unsicherheiten behaftet.

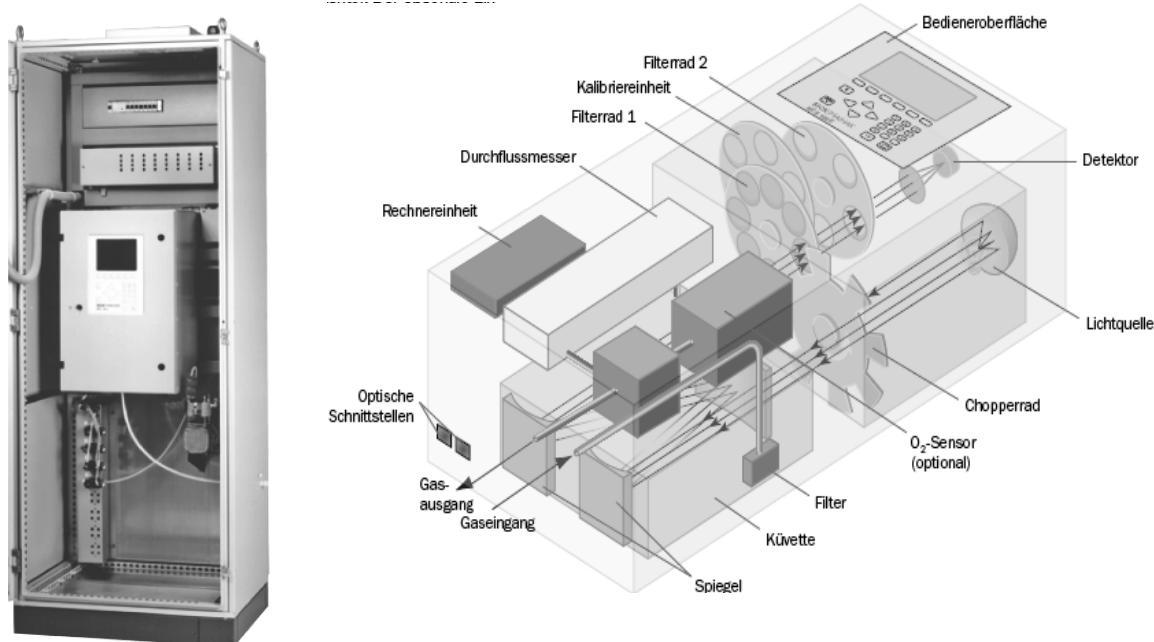


Abbildung 3: Beispiel eines Nahinfrarotmessgeräts zur Messung von CO₂ und weiterer Abgase
[Sick-Maihak 2007: 2]

Für die drei untersuchten Anlagen wurden die Gesamt-CO₂-Emissionen bei vorhandenem CO₂-Messsystem gemessen, ansonsten wurden die Gesamt-CO₂-Emissionen aus den Messungen des Rauchgasvolumenstroms anteilig berechnet.

Die klimawirksamen CO₂-Emissionen müssen aus dem Brennstoffinput anteilig berechnet werden. Aufgrund des heterogenen Charakters von Hausmüll wäre eine exakte Bestimmung der Emissionsfaktoren über die Bestimmung der Abfallzusammensetzung in den einzelnen Anlagen notwendig. Dies ist jedoch nur mit großem Aufwand und große Anforderungen an die Probenahme und Auswertung zu bewerkstelligen. Eine einmalige Bestimmung der Abfallzusammensetzung ist zudem unzureichend, da jahreszeitliche Schwankungen des Abfallinputs nicht berücksichtigt werden und zu falschen Annahmen führen würden. Für die beteiligten Anlagen wurden bisher keine Sortieranalysen zur Bestimmung der Müllzusammensetzung durchgeführt. Aus diesen Gründen wurden mengenbezogene Standardemissionsfaktoren zur Ermittlung der klimawirksamen CO₂-Emissionen herangezogen.

In zahlreichen Untersuchungen wurden mengenbezogene Emissionsfaktoren über Sortieranalysen ermittelt. Diese Sortieranalysen fanden in sehr unterschiedlichen Untersuchungsgebieten statt, wodurch sich je nach Abfallzusammensetzung unterschiedliche Emissionsfaktoren ergaben [Johnke 2002, Zeschmar-Lahl 2002, Öko-Institut 2002, Bilitewski 2005].

Die Schwankungsbreite der diversen Faktoren ist erheblich. Bei Anwendung des Emissionsfaktors nach der IPCC-Richtlinie (0,557 t CO₂ je t Abfall) [Johnke 2002: 4] wird mehr als die doppelte Menge an klimarelevanten CO₂-Emissionen emittiert als

bei Anwendung des Emissionsfaktors nach Zeschmar-Lahl (0,250 t CO₂ je t Abfall) [Zeschmar-Lahl 2002]. Unter Verwendung der mengenbezogenen Emissionsfaktoren lassen sich die CO₂-Emissionen über folgende Formel errechnen:

$$\begin{aligned}
 \text{Menge CO}_2 [\text{t/a}] = & \text{Müllmenge} [\text{t/a}] \bullet \text{Emissionsfaktor} [\text{t CO}_2 / \text{t}_{\text{Abfall}}] \\
 & + \text{Klärschlammemenge} [\text{t/a}] \bullet \text{Emissionsfaktor} [\text{t CO}_2 / \text{t}_{\text{KS}}] \\
 & + \text{Gasmenge} [\text{m}^3 / \text{a}] \bullet \text{Emissionsfaktor} [\text{t CO}_2 / \text{m}_{\text{Gas}}^3] \\
 & + \text{Heizölmenge} [\text{t/a}] \bullet \text{Emissionsfaktor} [\text{t CO}_2 / \text{t}_{\text{Heizöl}}]
 \end{aligned}$$

3.3 Treibhausgasemissionen aus den untersuchten Müllverbrennungsanlagen

Bei der Berechnung der klimawirksamen CO₂-Emissionen anhand der gegebenen Emissionsfaktoren werden die Auswirkungen für die drei untersuchten Anlagen deutlich. Je größer der Abfallinput der einzelnen Anlagen ist, desto größer wird die Diskrepanz zwischen den mit unterschiedlichen Emissionsfaktoren berechneten CO₂-Emissionen (Abbildung 4).

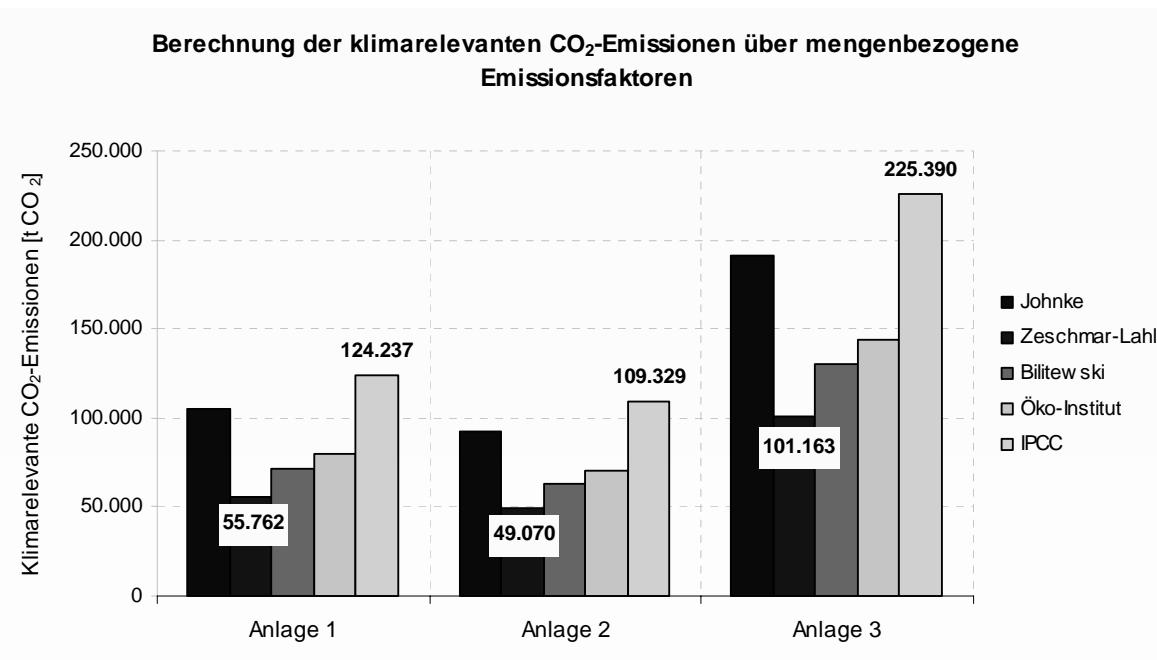


Abbildung 4: Berechnung der klimarelevanten CO₂-Emissionen der untersuchten Müllverbrennungsanlagen für das Jahr 2005 über mengenbezogene Emissionsfaktoren [Johnke 2002, Zeschmar-Lahl 2002, Öko-Institut 2002, Bilitewski 2005]

Im Hinblick auf eine mögliche verpflichtende Teilnahme von MVA am Emissionshandel kann die Zuweisung von Zertifikaten aufgrund dieser Emissionsfaktoren einen großen Einfluss auf die wirtschaftliche Position der einzelnen Anlagen haben. Bei

Anwendung eines hohen Emissionsfaktors während der Zuweisung von Zertifikaten, können bei sinkenden Müllmengen während einer Emissionshandelsperiode positive Effekte für die Anlagen entstehen. Wird hingegen ein geringer Emissionsfaktor für die Zuteilung gewählt, wird den Anlagen auch eine geringere Menge an Zertifikaten zugewiesen. Steigen die Müllmengen während einer Handelsperiode an, steigen auch die damit verbundenen klimawirksamen CO₂-Emissionen. Dadurch kann die zugewiesene Emissionsmenge erheblich überschritten werden und den Anlagen können wirtschaftliche Nachteile entstehen.

UBA und BMU nehmen derzeit an, dass etwa die Hälfte der anfallenden Müllmenge biogenen Ursprungs ist und die daraus entstehenden Emissionen damit nicht klimawirksam sind [BMU 2006e: 11]. Wenn die Daten aus vorliegenden CO₂-Messungen mit den über Standardemissionsfaktoren errechneten Werten verglichen werden, so ergeben sich erhebliche Diskrepanzen, welche die Notwendigkeit einer individuellen Betrachtung einzelner Anlagen weiter verstärken (Abbildung 5).

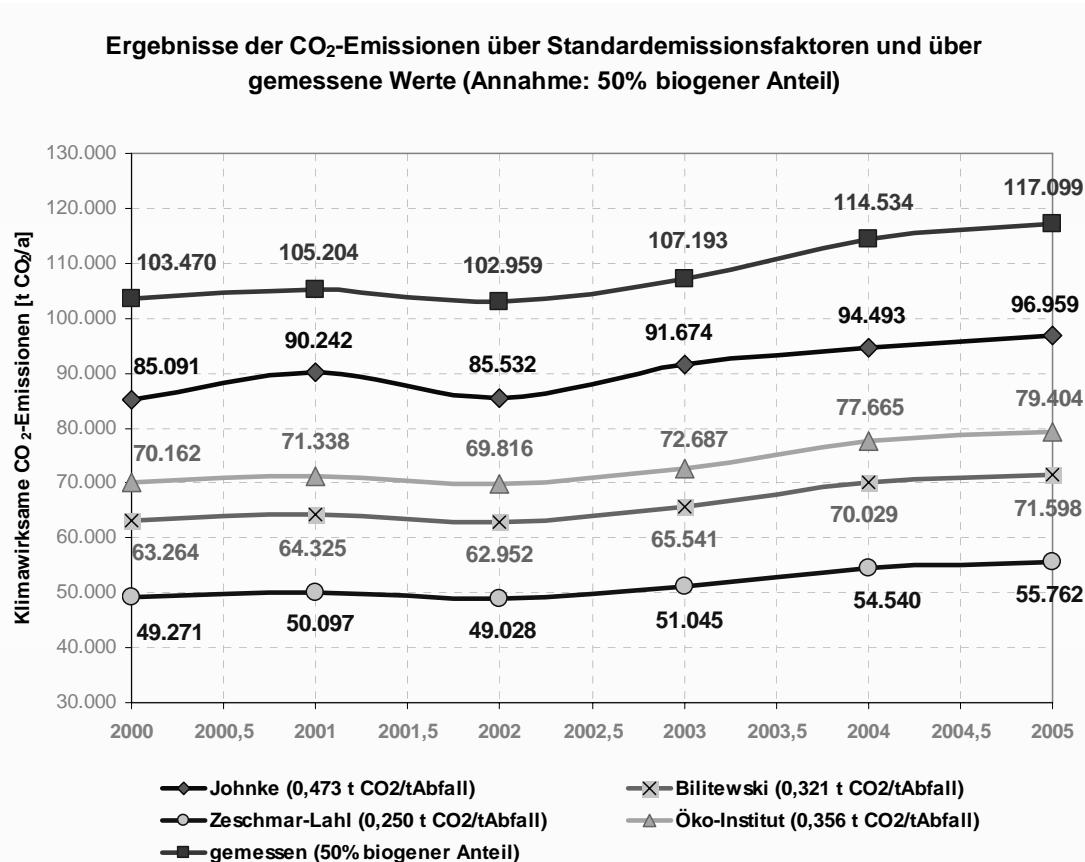


Abbildung 5: Vergleich der mengenbezogenen Emissionsfaktoren und der aus Anlagenmessungen ermittelten klimawirksamen Emissionen (Ergebnisse aus einer untersuchten Anlage unter der Annahme: 50% biogener, nicht klimawirksamer Anteil)

Bei einer Hochrechnung auf alle gesamten deutschen Anlagen ergeben sich bei Anwendung der mengenbezogenen Emissionsfaktoren für 2005 Emissionsmengen zwi-

schen 4,2 Mio. t CO₂ (nach Zeschmar-Lahl) und 7,7 Mio. t CO₂ (nach Johnke). Im Vergleich mit den in Deutschland jährlich emittierten Mengen an CO₂ (Stand 2004: 885,9 Mio. t CO₂) [UBA 2006b: 40] ist dieser Anteil aus der Müllverbrennung mit weniger als 1% gering.

Neben den direkten wurden auch die indirekten Treibhausgase an den beteiligten Anlagen erhoben, die als Vorläufersubstanzen für die Bildung von bodennahem Ozon gelten. Diese Daten werden aufgrund der 17. BImSchV regelmäßig gemessen. Allerdings treten diese Gase in sehr geringen Mengen auf. Bezogen auf eine verbrannte Tonne Abfall entstanden 2005 in den untersuchten Anlagen bis zu 56 g SO₂, 394 g CO und 567 g NO_x. In der Summe ergaben sich maximale Jahresmengen von 18 t SO₂, 33 t CO und 160 t NO_x.

4 Treibhausgasminderungspotenziale in den untersuchten Müllverbrennungsanlagen

Die etablierte Verfahrenstechnik der Abfallverbrennung wurde in den letzten Jahrzehnten den wachsenden immissionsschutzrechtlichen Verpflichtungen angepasst, so dass diese Anlagen strengsten Anforderungen an den Umweltschutz gerecht werden. Teilweise wurden die Prozesskreisläufe bestimmter Anlagen soweit verbessert, dass sich in diesen Fällen kaum weitere Optimierungspotenziale ergeben.

Die Interessengemeinschaft Thermischer Abfallbehandlungsanlagen in Deutschland (ITAD) sieht in ihrem Statuspapier vom 27. August 2002 dennoch einen wesentlichen Schritt Richtung Klimaschutz in der Steigerung der Energieeffizienz durch

- Optimierung der bestehenden Anlagen,
- Erhöhung der Anschlussdichte bei der Nah- und Fernwärme und
- Schaffung der für die Dampfnutzung erforderlichen Infrastruktur [ITAD 2002: 2].

Im Gegensatz zu anderen Feuerungsanlagen können die Betreiber von Müllverbrennungsanlagen keinen Einfluss auf ihren Brennstoff nehmen. Die Menge an CO₂, die bei der Verbrennung entsteht, ist abhängig vom Kohlenstoffanteil im Müll und von den Betreibern nicht zu beeinflussen. Direkte Emissionsreduzierungen können daher entweder nur durch Verringerung des Mülldurchsatzes erfolgen, was aufgrund des Entsorgungsauftrags nicht möglich ist, oder durch Reduzierung des Einsatzes von fossilen Energieträgern innerhalb der Anlagen. Ziel von Verbesserungsansätzen kann so nur eine Verringerung des Energieverbrauchs innerhalb der Anlage, eine stärkere Nutzung der erzeugten Prozessabwärme und somit Substitution fossiler Energieträger sein.

Für die drei untersuchten Anlagen wurde deshalb zusammen mit den Anlagenbetreibern ein Maßnahmenkatalog für anlagenspezifische Verbesserungen erstellt. Der Maßnahmenkatalog erstreckte sich hierbei auf Maßnahmen im Bereich

- der Verbrennung,
- der Dampferzeugung,
- der Dampf- und Wärmenutzung und
- der Gasreinigung.

4.1 Maßnahmen bei der Verbrennung

Ein zentraler Ansatzpunkt technischer Verbesserungsmaßnahmen ist die Feuerung als erster Verfahrensschritt bei der Müllverbrennung. Es stehen inzwischen verschiedene verfahrenstechnische Möglichkeiten zur Verfügung, um durch Variation der Betriebsparameter in großem Umfang den Verbrennungsprozess und damit die Energieeffizienz zu beeinflussen. CO₂-Einsparpotenziale ergeben sich hierbei allerdings erst, wenn die durch Effizienzoptimierung zusätzlich erzeugte Energie abgegeben und fossile Energieträger eingespart werden können.

Durch eine Verringerung des Luftüberschusses können Abgasverluste und die Gebläseleistung verringert werden. Beispielsweise steigt der elektrische Wirkungsgrad um 0,5 – 1%-Punkte bei Verringerung des Sauerstoffgehalts im Abgas von 10% auf 7% [IPPC 2005]. Begrenzt wird diese Maßnahme durch die vorgeschriebenen Emissionsgrenzwerte (zum Beispiel für Kohlenmonoxid) und die Korrosionsgefahr. Der Luftüberschuss wurde bereits in allen untersuchten Anlagen begrenzt. Die Werte variieren je nach Anlage zwischen 6,0% und 8,5%.

Eine weitere Möglichkeit zur Verbesserung des Wirkungsgrads der Feuerung besteht in der Senkung der Abgastemperatur nach dem Kessel durch eine erhöhte Dampferzeugung. 10 K Temperaturabsenkung erhöhen den Kesselwirkungsgrad um durchschnittlich 1%-Punkt [Kins, Zwahr 2003]. Die Anwendung dieser Maßnahme wird jedoch durch Säuretaupunkte und auftretende Korrosion eingeschränkt.

Die Rauchgastemperatur nach dem Kessel wurde an den beteiligten Müllheizkraftwerken bereits möglichst weit abgesenkt. Die Erfahrungen in den Anlagen haben gezeigt, dass durch die erhöhte Auskopplung thermischer Energie aus dem Rauchgas ein erhöhter Reinigungsaufwand durch Ablagerungen entsteht. Die Ablagerungen bilden sich bei geringeren Temperaturen in verstärktem Umfang an den Wärmetauscherflächen.

Grundsätzliche Probleme bestehen zudem möglicherweise in der Anlagenkonfiguration, wenn zum Beispiel die für die Absenkung erforderlichen Wärmetauscher aufgrund vorhandenen Platzmangels im Bereich des Kessels nicht installiert werden

können oder fehlende Wärmeabnehmer und der erhöhte Reinigungsaufwand eine Wirkungsgradsteigerung unter betrieblichen Gesichtspunkten nicht sinnvoll erscheinen lassen. In einer Anlage wird dieser Ansatz für zwei Ofenlinien derzeit umgesetzt, so dass im weiteren Projektverlauf Aussagen über die Auswirkungen auf den Anlagenwirkungsgrad getroffen werden können.

4.2 Maßnahmen bei der Dampferzeugung und Dampfnutzung

Durch Erhöhung der Dampfparameter, das heißt des Drucks und der Temperatur des erzeugten Dampfes, kann der energetische Wirkungsgrad der Turbinen deutlich gesteigert werden, sofern es die Kapazitäten der installierten Maschinen ermöglichen.

Problematisch ist dieser Ansatz bei Müllheizkraftwerken bezüglich der mit der Temperatur zunehmenden Korrosionserscheinungen an den Oberflächen der Dampferzeuger. Es ist derzeit kein erprobtes Korrosionsschutzkonzept am Markt verfügbar, um diese Korrosionen zu vermeiden. Bei Dampfparametern von 40 bar und 400°C schreiten die Korrosionsvorgänge in einem Maße voran, das einen akzeptablen Anlagenbetrieb ermöglicht.

Die Dampfparameter der untersuchten Anlagen (zum Beispiel 410°C / 72 bar oder 400°C / 78 bar) liegen bereits oberhalb dieser üblichen Grenze von 400°C / 40 bar. Da eine Erhöhung der Parameter Umbauten in der weitergehenden Anlagenperipherie (zum Beispiel Austausch der Turbinen) bedingen würde, die aus wirtschaftlichen Gründen nicht realisierbar sind, sind diese Maßnahmen hauptsächlich bei der Planung neuer Anlagen zu bedenken.

Die Erhöhung der Dampfparameter kann auch durch externe Dampfüberhitzung erfolgen. Der Dampf wird außerhalb des Kessels zusätzlich erhitzt, um somit ein größeres Arbeitspotential des Dampfes zu erreichen. Der Wirkungsgrad der Anlage kann mit dieser Maßnahme erhöht werden, ohne im Kessel eine erhöhte Korrosion durch höhere Dampfparameter zu erzeugen. Die erzielbare Wirkungsgraderhöhung geht allerdings mit zusätzlichen Kosten und Emissionen aus dem Zusatzbrennstoff (zum Beispiel Erdgas) einher. Eine Bilanzierung der Emissionseinsparungen aus der Wirkungsgraderhöhung und der zusätzlichen Emissionen aus der Zufuhrung erfolgte im Rahmen dieser Untersuchungen nicht, da der nachträgliche Einbau in bestehende Müllheizkraftwerke den Anlagenbetreibern nicht umsetzbar erscheint (zum Beispiel wegen der Begrenzung durch die Kapazität der installierten Turbinen). Bei der Planung neuer Anlagen kann diese Maßnahme allerdings eine ökologisch und ökonomisch sinnvolle Ergänzung darstellen.

4.3 Maßnahmen bei der Gasreinigung

Die Reinigung der Rauchgase stellt generell einen aufwändigen Verfahrensschritt dar. Es wurden verschiedene Ansätze untersucht, bei denen eine Energieeinsparung möglich ist, ohne die Reinigungsleistung nachteilig zu beeinflussen.

Für die Einhaltung der strengen Grenzwerte für Stickoxide von weniger als 70 mg NO_x/m³ (i.N.) in Bayern ist eine katalytische Entstickung (SCR) erforderlich. Dieses Verfahren wird in der Regel im Temperaturbereich von 200°C - 300°C betrieben.

Häufig wird die Temperatur der Rauchgase am Kesselaustritt für die Gasreinigungsstufe abgekühlt. Diese Abkühlung erfolgt bei nassen Gasreinigungssystemen durch die Verdampfungskühlung. Bei trockenen und halbtrockenen Gasreinigungsverfahren ist eine Abkühlung auf 140°C - 200°C vorgesehen, die unter anderem zum Schutz der installierten Filterschläuche vor thermischen Belastungen dient. Bei einer nachgeschalteten katalytischen Entstickung (SCR) muss das Rauchgas wieder auf die Betriebstemperatur des Katalysators aufgeheizt werden. Eine Absenkung der Katalysatortemperatur der SCR ist bis zu einem Temperaturbereich von etwa 230°C ohne nachteilige Verringerung der Aktivität möglich. Das Abgas kann zusätzlich statt mit Erdgas mit Prozessdampf aufgeheizt werden, wodurch sowohl CO₂-Emissionen, als auch Betriebskosten eingespart werden können.

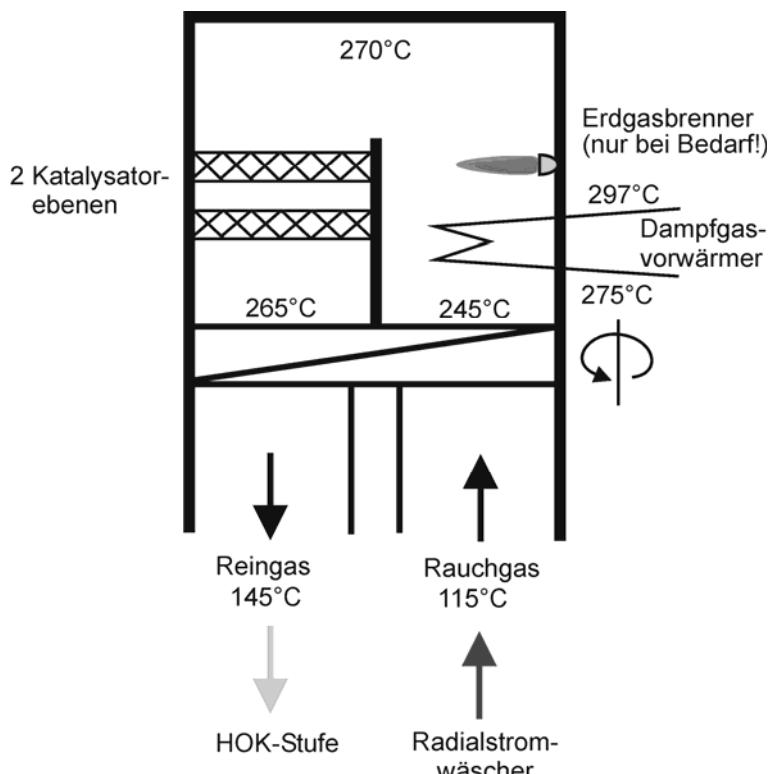


Abbildung 6: Verfahrensschema der Nutzung des Prozessdampfes zum Aufheizen der SCR-DeNO_x-Anlage in einer nassen Rauchgasauftbereitungsanlage

An einer Anlage mit Nassreinigung und katalytischer Entstickung (SCR-DeNO_x) wurde die Katalysatortemperatur von 320°C auf etwa 270°C abgesenkt, wodurch zusätzlich das Rauchgas statt mit Erdgas mit Prozessdampf aufgeheizt werden konnte (Abbildung 6). Das Rauchgas wird über einen regenerativen Gasvorwärmer auf 245°C vorgewärmt. Durch den anschließenden Dampfvorwärmer wird das Gas mit intern produziertem Dampf auf die notwendige Temperatur von etwa 275°C aufgeheizt und garantiert damit einen optimalen Betrieb der Entstickungsanlage. Der Einsatz der bisher notwendigen Erdgasbrenner beschränkt sich dadurch auf den Notfall, wenn der Dampfgasvorwärmer ausfallen oder ein plötzlicher Temperaturabfall in der Entstickungsanlage auftreten sollte.

Durch diese Maßnahme konnten etwa 2.400 t CO₂ (schraffierter Anteil) aus fossilen Quellen einer untersuchten MVA gemindert werden, wobei allerdings durch gestiegene Müllmengen die klimawirksamen CO₂-Emissionen insgesamt an dieser Anlage um etwa 8.000 t auf einen Wert von 106.000 t CO₂ angewachsen sind (Abbildung 7). Weitere Potenziale zur Minderung der unmittelbaren CO₂-Emissionen liegen in der Reduzierung des Erdgas- und des Heizölverbrauchs, die bei An- und Abfahrvorgängen bzw. als Stützfeuer Verwendung finden. Allerdings können damit weniger als 1% der Gesamtemissionen dieser Anlage noch gemindert werden, da im Jahr 2005 mehr als 99% der klimawirksamen CO₂-Emissionen aus der Verbrennung des Abfalls entstanden. Damit sind sämtliche Potenziale zur unmittelbaren CO₂-Minderung innerhalb der Anlage ausgeschöpft.

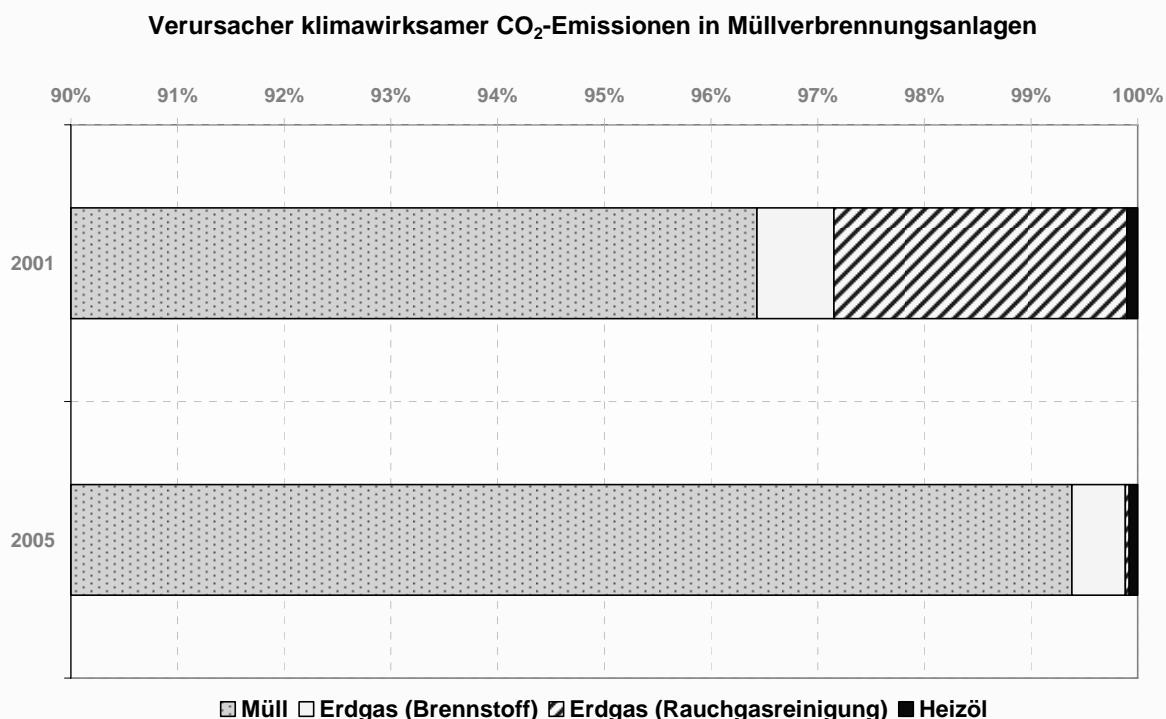


Abbildung 7: Verursacher klimawirksamer CO₂-Emissionen in Müllverbrennungsanlagen am Beispiel einer untersuchten Anlage

4.4 Perspektiven

Die größten Potenziale liegen in der intensiveren Nutzung der erzeugten Energie und der damit verbundenen Substitution von fossilen Energieträgern. Etwa 58% des Endenergiebedarfs in Deutschland entfielen 2004 auf die Bereitstellung von Wärme. Vor allem im Bereich der privaten Haushalte, deren Energieverbrauch sich zu etwa 91% auf Wärme erstreckt (Abbildung 8), könnten bei der Einspeisung in öffentliche Versorgungsnetze Substitutionspotenziale genutzt werden.

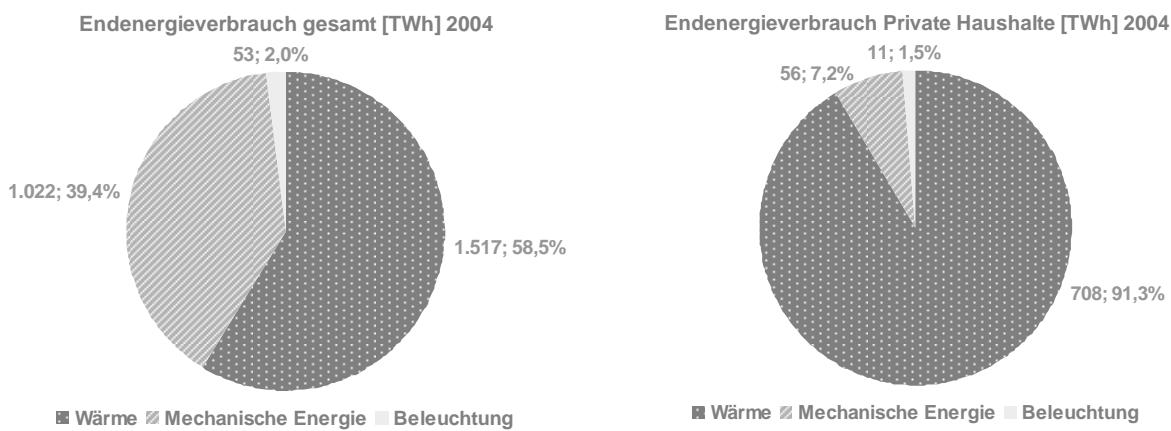


Abbildung 8: Struktur des Endenergieverbrauchs insgesamt in Deutschland [TWh; %; linke Abbildung] und Endenergieverbrauch im Bereich der privaten Haushalte 2004 [TWh; %; rechte Abbildung] [VDEW 2006]

Die Müllheizkraftwerke können hierbei zur Energiebereitstellung einen weitaus größeren Beitrag als bisher leisten, da vor allem eine stärkere Wärmenutzung aus technischer Sicht problemlos möglich ist.

Im Idealfall ist eine Anbindung an Fernwärmennetze oder an Gewerbegebiete vorhanden, was allerdings keine Abnahmleistung garantiert. Aufgrund von jahreszeitlich bedingten Abnahmeschwankungen, Lieferverträgen und Vorrangsregelungen bei der Energieeinspeisung kann es auch hier zu verminderten Wärmeabgaben kommen, so dass die Anlagen stromoptimiert betrieben werden müssen.

Vor allem in ländlich geprägten Gebieten entstehen erhebliche Probleme, die erzeugte Energie an Verbraucher abzugeben. Hierdurch sind die teilweise stark unterschiedlichen Gesamtwirkungsgrade der jeweiligen Anlagen zu erklären. Johnke erhielt bei einer Erhebung, die sich auf einer Untersuchung der ITAD stützte, Gesamt-Energieabgabegrade zwischen 12,5% und 82,5% bei 41 untersuchten Anlagen mit Strom- und Wärmeabgabe [Johnke 2002: 8]. Die Anlagen mit den höchsten energetischen Wirkungsgraden koppeln im Vergleich zu den Anlagen mit den niedrigsten Wirkungsgraden nahezu das Dreifache an Energie aus, so dass auch dort noch Potenziale vorhanden sind [ITAD 2002: 2].

Dies bestätigt sich auch bei den untersuchten Anlagen dieses Forschungsvorhabens. In einer Anlage können zum Beispiel nur etwa 25% der erzeugten Energie abgegeben werden, während etwa 492.000 MWh an Energie teilweise intern genutzt, teilweise ungenutzt an die Umgebung abgegeben werden müssen. Größtenteils kann die nicht abgegebene Energie für interne Zwecke (Energiebereitstellung für energieintensive Verfahrensschritte, Strom- und Wärmeverbrauch innerhalb der Anlage) genutzt werden, dennoch bleiben etwa 20 – 40% der gesamten erzeugten Energie ungenutzt. Könnte man diese ungenutzte Energie zur Verfügung stellen, könnten fossile Energieträger ersetzt und CO₂-Emissionen eingespart werden. Nach Anrechnung der aus dem Verbrennungsprozess des untersuchten Müllheizkraftwerks bedingten, klimawirksamen CO₂-Emissionen, würden sich bei Erdgassubstitution Einsparungen von etwa 7.000 – 15.000 t und bei Substitution von Heizöl Einsparungen von etwa 16.000 – 32.000 t klimawirksamen CO₂ ergeben (Emissionsfaktor nach [Johnke 2002: 4]). Die Einsparung erhöht beziehungsweise vermindert sich bei Verwendung entsprechend niedriger beziehungsweise höherer Emissionsfaktoren für Abfall.

In diesem Fall wäre eine Vorrangregelung für Energie aus Abfall bei der Energieeinspeisung in Wärmenetze denkbar, wie es zum Beispiel in Dänemark gehandhabt wird. Dort wird vorrangig Energie aus der thermischen Behandlung von Abfällen in die Versorgungsnetze eingespeist, so dass etwa 3% des gesamten Stromaufkommens und etwa 18% der Fernwärme von den ansässigen Müllheizkraftwerken zur Verfügung gestellt werden können. Die Stromabgabe wird zudem gesondert vergütet [UBA 2006c: 10], wodurch weitere Anreize zur Optimierung der Anlagen und zu einer erhöhten Energieabgabe in die Versorgungsnetze gegeben sind.

Einen interessanten Ansatz bietet die aktuelle Diskussion des Einsatzes von Natriumhydrogencarbonat (NaHCO₃) bei trockenen und quasitrockenen Reinigungsverfahren. Bei NaHCO₃, das auch kurz Bicarbonat genannt wird, liegt die mittlere Reaktionstemperatur zur Abscheidung saurer Schadstoffe bei 185°C. Beim Einsatz des bisher üblichen Kalkhydrats liegt diese Temperatur bei etwa 135°C. Das heißt, bei Aufheizen des Rauchgases auf die optimale Betriebstemperatur der Entstickungsanlage muss bei Kalkhydrat zusätzlich eine Temperaturdifferenz von 50°C überwunden werden. Unter optimalen Randbedingungen könnten somit bei Einsatz von Bicarbonat etwa 0,13 MWh/t Abfall an Energie eingespart werden, was sich nicht nur in der Schonung von natürlichen Ressourcen, sondern auch in geringeren Betriebskosten niederschlägt [Reimann 2007: 20]. Dieser Ansatz wird derzeit jedoch diskutiert, da bisher keine Ökobilanzen für Kalkhydrat und Bicarbonat verfügbar sind, die eine ganzheitliche energetische und emissionsseitige Betrachtung der beiden Zusatzstoffe von der Herstellung bis zum letztendlichen Einsatz in den Anlagen zulassen.

Die Überlegungen dürfen jedoch nicht nur in Richtung technischer Weiterentwicklung gehen, sondern müssen sich auch auf pragmatische und einfach realisierbare Lösungen erstrecken. So kann beispielsweise die Ansiedlung von Betrieben mit einem

hohen Bedarf an preiswerter Wärme in der Nähe von Müllverbrennungsanlagen Möglichkeiten bieten. Die Vermittlung kann zum Beispiel über eine internetbasierte Energieplattform erfolgen, wie sie bereits im Bereich von Bauabfällen praktiziert wird. Der Wärmeerzeuger kann seine Energie unter Angabe von Menge, Temperaturniveau, zeitlicher Verfügbarkeit und Standort des Betriebs anbieten und potentielle Kunden werben. Möglichkeiten der Realisierung einer solchen Energieplattform werden derzeit geprüft.

5 Fazit

Aufgrund der messbaren Zunahme an CO₂ in der Atmosphäre, des damit verbundenen fortschreitenden Klimawandels, der zunehmenden Verknappung natürlicher Ressourcen und der stagnierenden CO₂-Minderungen in Deutschland, sind neben den bisher erfolgten Klimaschutzmaßnahmen neue Möglichkeiten aufzugreifen. Die vorgegebenen Klimaschutzziele können nur erreicht werden, wenn vorhandene Potenziale zur Nutzung biogener Ressourcen effizienter in Anspruch genommen werden. Hierbei müssen auch Müllverbrennungsanlagen größere Beachtung finden, da die Energiebereitstellung aus der thermischen Behandlung von Abfall noch beträchtliche Potenziale aufweist.

Der Emissionshandel ist im Falle der Abfallverbrennung als Anreiz für Optimierungsmaßnahmen derzeit nicht geeignet. Zwar wäre der Rückgriff auf verlässliche Daten von CO₂-Emissionen durch Installation entsprechender Messsysteme möglich, allerdings werden nur die Gesamt-CO₂-Emissionen gemessen. Es besteht nach wie vor das Problem, aus diesen Werten die tatsächlichen klimawirksamen Emissionen zu bestimmen. Die Untersuchungen haben gezeigt, dass zwischen den gemessenen, pauschal zur Hälfte klimawirksam angesetzten und den über Standardemissionsfaktoren ermittelten CO₂-Emissionen erhebliche Diskrepanzen entstehen. Deshalb wäre für jede Anlage eine separate Bestimmung der biogenen Anteile über Sortier- oder Heizwertanalysen und damit verbunden ein sehr anspruchsvolles Monitoring notwendig.

Wie die Untersuchungen an den beteiligten Anlagen ergeben haben, sind hinsichtlich der direkten CO₂-Minderung an den Anlagen Grenzen gesetzt. Auf den Kohlenstoffanteil im Abfall und dessen Umsetzung zu CO₂ während des Verbrennungsprozesses kann kein Einfluss genommen werden, so dass Emissionsminderungen lediglich durch Substitution fossiler Energieträger innerhalb der Anlagenprozesse erfolgen können. Diese Möglichkeiten sind in den untersuchten Anlagen nahezu ausgeschöpft, so dass gerade im Hinblick auf einen eventuellen Eintritt in den Emissionshandel erhebliche Probleme entstehen werden, die jährlichen festgelegten Emissionsminderungen herbeizuführen.

Eine Reduzierung von CO₂-Emissionen bleibt deshalb diesbezüglich auf betriebliche Optimierungsmaßnahmen beschränkt wie zum Beispiel die Reduzierung von Revisionen und somit die Beschränkung der An- und Abfahrvorgänge, um den Einsatz fossiler Energieträger zu beschränken. Diese Potenziale sind allerdings sehr beschränkt.

Da substituierte Energie im Rahmen des EU-Emissionshandels nicht in Form von Zertifikaten gutgeschrieben wird, sondern lediglich eingesparte CO₂-Emissionen innerhalb der Anlage als Gutschriften verbucht werden, scheint der Emissionshandel in seiner jetzigen Form für Müllverbrennungsanlagen keine Anreize zu bieten.

Erhebliche Potenziale liegen nach wie vor in der Abwärmenutzung und der damit verbundenen Substitution von fossilen Energieträgern. Betriebliche Maßnahmen wie die Ansiedlung von Wärmekunden in unmittelbarer Nähe der Anlage über denkbare Energieplattformen beziehungsweise die Anbindung an ein auf die jeweiligen Anlagen ausgerichtetes Fernwärmennetz können Ansatzpunkte bieten.

Gerade in Bezug auf die Anbindung an Fernwärmennetze spielen politische Rahmenbedingungen eine große Rolle. Zum einen ist der Ausbau solcher Netze mit hohen Investitionen verbunden, zum anderen muss gewährleistet sein, dass die erzeugte Energie vollständig abgegeben werden kann. Hier wäre bei der Energieeinspeisung in Wärmennetze eine Vorrangregelung für Energie aus Abfall denkbar, wie es zum Beispiel in Dänemark gehandhabt wird. Die Stromabgabe wird zudem gesondert vergütet, wodurch weitere Anreize zur Optimierung der Anlagen und zu einer erhöhten Energieabgabe in die Versorgungsnetze gegeben sind.

6 Danksagung

Wir danken dem Bayerischen Staatsministerium für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz für die finanzielle Förderung des Forschungsvorhabens EULV 25 „CO₂-Minderungspotenziale und Anwendung der Klimaschutzinstrumente in EFRE-Ziel-2-Gebieten“, dem Bayerischen Landesamt für Umwelt für die fachliche Betreuung und den beteiligten Anlagen für die wertvollen Diskussionen und die Bereitstellung von umfangreichem Datenmaterial.

Dieses Projekt wird vom Bayerischen Staatsministerium für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz im Rahmen der EU-Strukturförderung aus Mitteln des Europäischen Fonds für regionale Entwicklung (EFRE) kofinanziert.



7 Literatur

- Bilitewski, B., Schirmer, M., Niestroj, J., Wagner, J., Müller, H. (2005): Ökologische Effekte der Müllverbrennung durch Energienutzung. Technische Universität Dresden, Pirna, 58 S.
- BMU – Bundesumweltministerium für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz (2005a): Nationales Klimaschutzprogramm 2005 - Beschluss der Bundesregierung vom 13. Juli 2005. Sechster Bericht der Interministeriellen Arbeitsgruppe „CO₂-Reduktion“. Berlin, 55 S.
- BMU – Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (2005b): Emissionshandel - Mehr Klimaschutz durch Wettbewerb. Berlin, 12 S.
- BMU – Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (2006a): Wir müssen jetzt handeln, um die schlimmsten Auswirkungen des Klimawandels zu verhindern. BMU-Pressedienst Nr. 280/06, Berlin.
- BMU – Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (2006b): Wir müssen dem Klimawandel entschlossenes Handeln entgegensezten. BMU-Pressedienst Nr. 295/06, Berlin.
- BMU – Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (2006c): Deutschland muss sich auf den Klimawandel einstellen. BMU-Pressedienst Nr. 266/06, Berlin.
- BMU – Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (2006d): Der Klimawandel ist Realität. BMU-Pressedienst Nr. 230/06, Berlin.
- BMU – Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (2006e): Umweltpolitik. Erneuerbare Energien in Zahlen – nationale und internationale Entwicklung. Stand Mai 2006. Berlin, 48 S.
- BMU – Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (2006f): Nationaler Allokationsplan 2008-2012 für die Bundesrepublik Deutschland. Berlin, 28. Juni 2006. Internet: http://www.bmu.de/files/emissionshandel/downloads/application/pdf/nap_2008_2012.pdf (Recherchedatum: 29.01.2007).
- EU Rat – Der Rat der Europäischen Union (2002): Council decision of 25 April 2002 concerning the approval, on behalf of the European Community, of the Kyoto Protocol to the United Nations Framework Convention on Climate Change and the joint fulfilment of commitments thereunder (2002/358/CE).
- IPPC – Waste Incineration for Integrated Pollution Prevention and Control (IPPC) (2005): Draft Reference Document on the Best Available Techniques for Waste Incineration. European Commission, EIPPC Bureau Sevilla, 602 S.
- Öko-Institut – Institut für angewandte Ökologie (2002): Der Beitrag der thermischen Abfallbehandlung zu Klimaschutz, Luftreinhaltung und Ressourcenschonung. Öko-Institut, Darmstadt, 65 S.
- ITAD – Interessengemeinschaft der Betreiber Thermischer Abfallbehandlungsanlagen in Deutschland (2002): Beitragsmöglichkeiten der thermischen Abfallbehandlungsanlagen zur Energieerzeugung und zum Klimaschutz. Statuspapier vom 27.August 2002. Würzburg, 7 S. Internet: <http://www.itad.de/energie/art12,72.html> (Recherchedatum: 16.05.2006).
- Johnke, B. (2002): Statusbericht zur Einsparung von CO₂-Emissionen durch verbesserte Energienutzung in Siedlungs-Verbrennungsanlagen – Stand Juli 2002. Umweltbundesamt Berlin, 21 S.
- Kins, M., Zwahr, H. (2003): Perspektiven für die Verbesserung des Nutzunggrades von Müllverbrennungsanlagen. In: Thomé-Kozmiensky, K.-J. (Hrsg.): Optimierungspotential der Abfallverbrennung. TK-Verlag, Neuruppin, 581 S.

- LfU Bayern – Bayerisches Landesamt für Umwelt (2004): Treibhausgase. Internet: [>> Publikationen >> Luft](http://www.stmugv.bayern.de) (Recherchedatum: September 2006).
- Reimann, D. (2007): Steigerung des nutzbaren Energiepotentials bei Einsatz von Natriumbicarbonat in der Rauchgasreinigung. In: Energieeffizienz und Kostenminimierung mit BAT-konformer Rauchgasreinigung bei der thermischen Behandlung von Ersatzbrennstoffen, Biomasse und Abfall. Vortrag im Rahmen der Fachtagung am 25./26. Januar 2007 in Fürstenfeldbruck.
- Sick-Maihak (2007): MCS 100 E HW/PD/CD Mehrkomponenten-Analysensystem. Analytik für die kontinuierliche Rauchgasüberwachung. Produktinformation.
- UBA – Umweltbundesamt (2006a): Erhebliche Klimaänderungen in Deutschland zu erwarten. UBA-Presseinformation Nr. 26/2006, Dessau.
- UBA – Umweltbundesamt (2006b): Nationaler Inventarbericht zum deutschen Treibhausgasinventar 1990 – 2004. Berichterstattung unter der Klimarahmenkonvention der Vereinten Nationen 2006. Dessau, 563 S.
- UBA – Umweltbundesamt (2006c): Energie aus Abfall – Ein bedeutender Beitrag zum Klimaschutz. Workshop am 6./7. November 2006. Dessau, unveröffentlicht.
- VDEW – Verband der Elektrizitätswirtschaft e.V. (2006): Energie Spezial – Endenergieverbrauch in Deutschland 2004. Praxis-Informationen für VDEW-Mitglieder. Berlin, 30 S.
- Verordnung über die Erzeugung von Strom aus Biomasse vom 28. Juni 2001. BGBI I 2001, 1234.
- Zeschmar-Lahl, B. (2002): Die Klimarelevanz der Abfallwirtschaft im Freistaat Sachsen. Gutachten für das Sächsische Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft. Dresden, 207 S. Internet: http://www.umwelt.sachsen.de/de/wu/umwelt/lfug/lfug-internet/documents/ZB_1_03.09.02.pdf (Recherchedatum: 23. November 2006)

M. Faulstich, A. I. Urban, B. Bilitewski (Hrsg.)

**12. Fachtagung
Thermische Abfallbehandlung**

**Ersatzbrennstoffe und Chlor
– ein noch immer ungelöstes Problem**

Dr.-Ing. Matthias Schirmer
Institut für Abfallwirtschaft und Altlasten
Technische Universität Dresden

Schriftenreihe des
Fachgebietes Abfalltechnik
Universität Kassel

1 Einleitung

Die Behandlung bzw. energetische Nutzung von Siedlungsabfall und EBS in Feuerungen stellt aufgrund der Heterogenität und der Schadstoffbelastung sehr hohe Anforderungen an den Anlagenbetrieb und die Prozessführung. Zur Vermeidung von betriebstechnischen Problemen während des Verbrennungsprozesses ist eine umfassende Brennstoffcharakterisierung daher umso wichtiger [Born 2000], [Eckardt 2005], [Rotter et al. 2004], [Rotter 2005], [Schirmer et al. 2002]. Dies gilt insbesondere vor dem Hintergrund der Etablierung eines Ersatzbrennstoffmarktes und der Entwicklung von Brennstoffgütekriterien. Eine wichtige Voraussetzung ist dabei die Anwendung einheitlicher Normen und Methoden zur Charakterisierung. Für Abfälle und EBS bestehen diese bislang nur in begrenztem Maße.

Ein Vergleich unterschiedlicher Analysedaten gestaltet sich daher häufig schwierig. Da sich die aus der Kohleforschung seit langen bekannten Vorschriften nicht ohne weiteres übertragen lassen, ist eine Anpassung und Optimierung der bestehenden Methoden unumgänglich. Dies betrifft sowohl die Vorschriften zur Ermittlung der chemischen Zusammensetzung, als auch Methoden zur Bestimmung von kalorischen und reaktionstechnischen Eigenschaften. Aufgrund der Besonderheiten des Brennstoffs Abfall sollten die Gütekriterien um zusätzliche Parameter, wie beispielsweise Angaben zum Korrosionspotenzial, ergänzt werden. Ein entscheidender Parameter bei der Beurteilung der Brennstoffgüte stellt der Chlorgehalt dar. Umfangreiche Untersuchungen haben gezeigt, dass die Chlorbelastung von Abfällen und daraus hergestellten EBS im Vergleich zu konventionellen Brennstoffen deutlich höher liegen [Born et al. 1996], [Kost 2001], [Bachhiesl et al. 2001]. Dies kann bei einem Einsatz in thermischen Prozessen zu vielfältigen Problemen führen. Zu nennen sind beispielsweise Schadgasemissionen, erhöhte Schwermetallflüchtigkeit und nicht zuletzt Korrosionsprobleme. Für eine sichere Betriebsführung sind daher Kenntnisse zu Chlorquellen und zum Chlorverhalten der eingesetzten Brennstoffe unumgänglich.

2 Chlorquellen in Abfällen und Ersatzbrennstoffen

Nach Beendigung der Nutzungsdauer wird ein Großteil der chlorhaltigen Produkte über den Restabfall entsorgt. Aufgrund der Vielzahl an Einsatzgebieten tragen unterschiedlichste Produktgruppen zum Chlorgehalt bei. In der Literatur finden sich umfangreiche Daten zum Chlorgehalt in Abfällen. Die Angaben bewegen sich im Bereich von 0,5 - 1,0 Gew.-% Chlor bezogen auf die Trockensubstanz. Bei einem Vergleich der Daten sollte auf identische Bezugszustände (feucht oder trocken) und Abfalldefinitionen geachtet werden. Da diese Angaben häufig fehlen, lassen sich viele Quellen nur bedingt vergleichen. Restabfall ist zudem durch eine starke Heterogenität gekennzeichnet. Repräsentative Aussagen zu den Eigenschaften des Materialgemisches lassen sich daher nur mit hohem Aufwand treffen.

Um den Zusammenhang zwischen Massenanteil und Frachtbeitrag zu verdeutlichen, sind in der folgenden Tabelle die chlorhaltigen Fraktionen zu charakteristischen Gruppen zusammengefasst. Die Angaben zu Massenanteilen und Chlorgehalten wurden der Studie des LfU [LfU 2003] entnommen. Wie zu erkennen ist, tragen die hochchlorhaltigen Stoffe zu etwa 38% des Chlorgehaltes bei und dies bei einem Massenanteil von nur etwa 6,5%. Da der Chlorgehalt, der in dieser Gruppe enthaltenen Fraktionen fast vollständig auf PVC zurückzuführen ist, würde sich durch eine gezielte PVC-Abtrennung eine sehr deutliche Verminderung der Chlorfracht ergeben. Den höchsten Anteil an der Chlorfracht besitzen aufgrund der großen Massenteile die Organik- und die Feinfraktion. Das Chlor liegt im Wesentlichen in Form von Chloriden, z.B. als Kochsalz in Speiseresten vor. Wie zu erwarten, tragen die niedrigchlorhaltigen Fraktionen trotz hoher Massenanteile nur in geringem Maße zur Gesamtchlorfracht bei.

Tabelle 1: Massenanteile und Frachtbeiträge verschiedener Abfallstoffgruppen im Restabfall
(nach [LfU 2003])

	Massenanteil [%]	Anteil an der Gesamtchlorfracht [%]
Hochchlorhaltige Fraktionen (> 1,0% Cl) Sonst. Kunststoffe, E-Schrott, Schuhe, Sonst. Verbunde, Leder und Gummi	6,5	37,6
Mittelchlorhaltige Fraktionen (0,5 – 1,0% Cl) Organik, Feinfraktion 10-40 mm, Feinfraktion <10 mm	47,6	48,6
Niedrigchlorhaltige Fraktionen (0,5% Cl <) Hygieneprodukte, Verbundverpackungen, Kunststoffverpackungen, PPK, Textilien, Holz	33,6	13,8

Neben der Identifikation der Chlorquellen im Abfall, stellt sich auch die Frage nach einer zeitlichen Entwicklung des Chlorgehaltes, da durch verändertes Konsumverhalten, neue Produkteigenschaften und nicht zuletzt durch Umgestaltungen in der Abfallentsorgung mittelfristig mit einer Änderung der Abfallzusammensetzung zu rechnen ist. Bezuglich des Parameters Chlor betrifft dies vor allem den Einsatz von PVC. Bereits seit den 80iger Jahren wird dazu eine intensive umweltpolitische Debatte geführt. Als Folge wurden in den letzten Jahren vor allem im Verpackungsbereich PVC-haltige Produkte teilweise ersetzt. Nach Angaben des Bundesverbandes Sekundärstoffe und Entsorgung (BVSE) reduzierte sich der PVC-Anteil im Verpackungsabfall von 1990 bis zum Jahr 2000 von 5% auf 0,5%. Um einen möglichen Einfluss auf den Gesamtchlorgehalt im Restabfall erkennen zu können, wurden in Abbildung 1 Litera-

turdaten zum Chlorgehalt zeitlich eingeordnet. Wie zu sehen ist, führte die teilweise PVC-Substitution bislang zu keiner erkennbaren Verminderung des mittleren Chlorgehaltes im Restabfall. Aufgrund eines deutlichen Anstieges des PVC-Verbrauches im Baugewerbe ist im Gegenteil in Zukunft eher mit höheren Chlorgehalten im Restabfall zu rechnen.

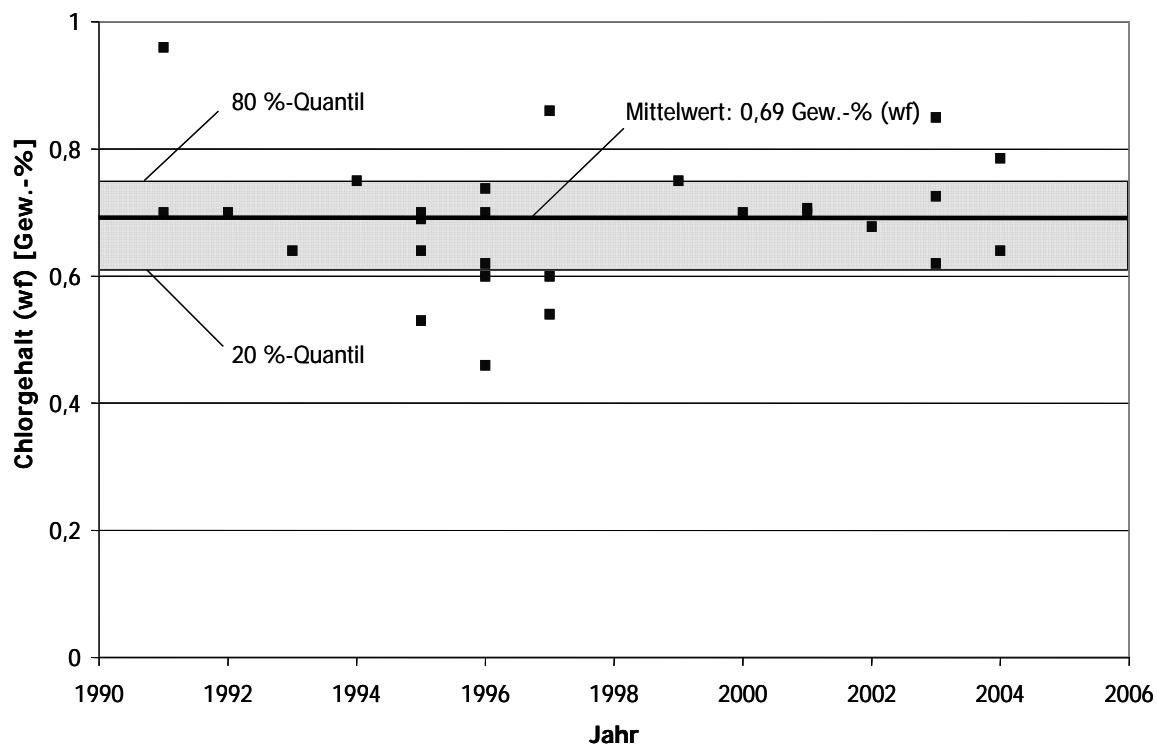


Abbildung 1: Publizierte Daten zu Chlorgehalten von Restabfall

Festzuhalten bleibt, dass die Schwankungsbreite der Chlorgehalte für Restabfall in den letzten 15 Jahren in etwa gleich geblieben ist. Typische Gehalte liegen dabei im Bereich von 0,6-0,8 Gew.-%, bezogen auf die wasserfreie Substanz. Damit liegt die Chlorkonzentration im Restabfall deutlich höher als in natürlich Brennstoffen wie Braunkohle, sowie in den meisten Biomassen.

3 Chlorverhalten in thermischen Prozessen

Das Chlorverhalten in technischen Feuerungen wird von einer Vielzahl von Parametern bestimmt. Einen entscheidenden Einfluss besitzt dabei die Brennstoffzusammensetzung, da dadurch die Art und Mengenanteile möglicher Reaktionspartner bestimmt werden. Die Auswirkung unterschiedlicher Brennstoffeigenschaften auf Emissionen und Korrosionsprozesse war und ist Gegenstand umfangreicher Forschungsarbeiten. Es zeigt sich dabei, dass neben dem Chlorgehalt vor allem die Alkali- und Erdalkalimetalle, Schwefel sowie die Schwermetalle Blei und Zink wichtige Parame-

ter darstellen. Neben den Massenanteilen der Elemente ist vor allem auch deren Bindungsform von Bedeutung, da diese großen Einfluss auf die thermische Stabilität bzw. die Reaktivität und Elementverfügbarkeit besitzt.

Zusätzlich zu den Brennstoffeigenschaften sind die Bedingungen im Feuerraum, die auch allgemein als Reaktionsbedingungen bezeichnet werden können, zu berücksichtigen. In der Abbildung 2 sind diese wesentlichen Einflussparameter auf das Chlorverhalten grafisch dargestellt. Das Verbrennungssystem legt dabei die Randbedingungen für die Turbulenz und die Strömungsverhältnisse fest. Auch das Verweilzeitverhalten der Reaktionsprodukte wird dadurch maßgeblich beeinflusst. In Verbindung mit den vorliegenden Temperaturen lassen sich auf Basis thermodynamischer Berechnungen Rückschlüsse auf ablaufende Reaktionen und das Erreichen möglicher Gleichgewichtszustände ableiten. Zu beachten ist dabei, dass in der Feuerung keine konstante Temperatur vorliegt, sondern diese in verschiedenen Bereichen sehr unterschiedlich sein kann.

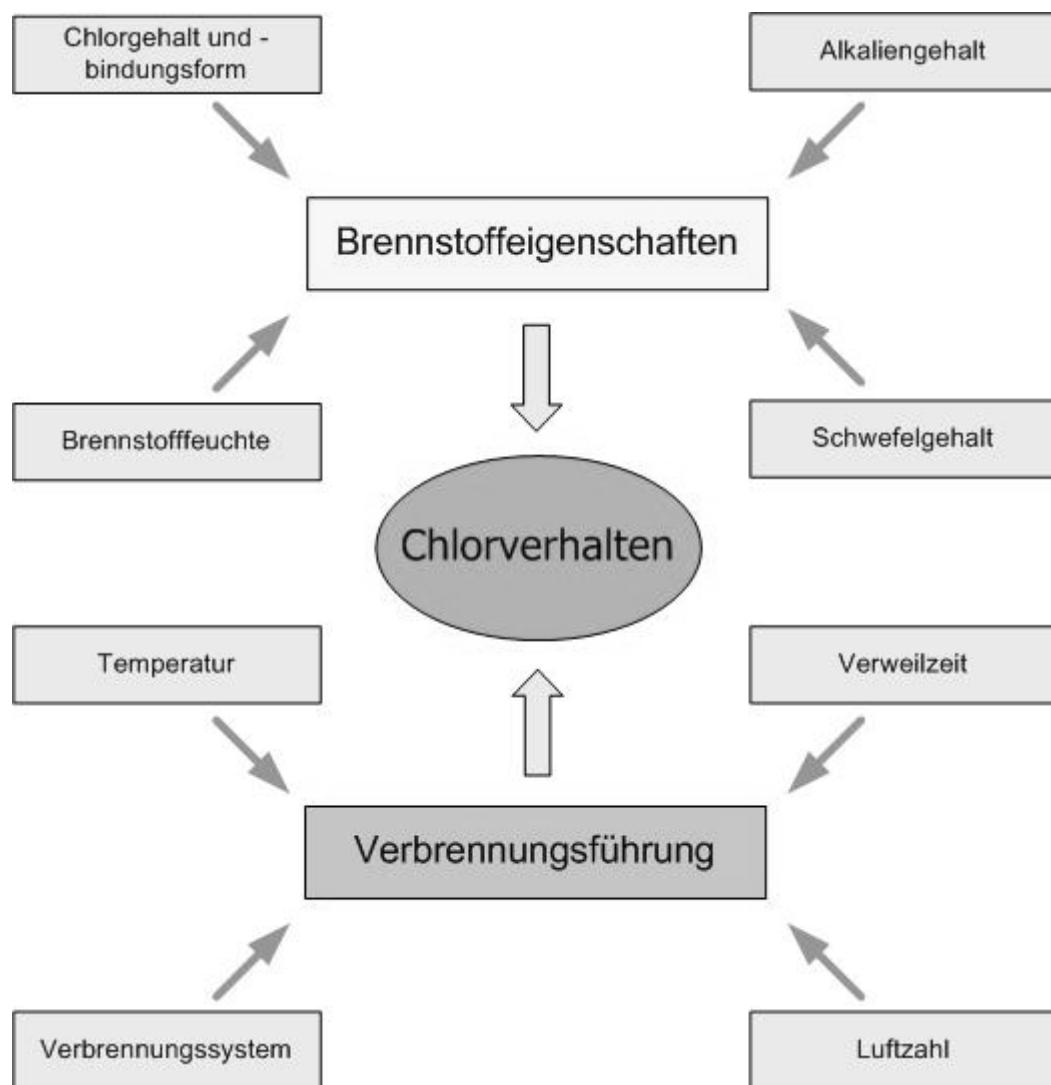


Abbildung 2: Einflussfaktoren auf das Chlorverhalten in thermischen Prozessen

Ein erster Schritt zur Beschreibung des Elementverhaltens in thermischen Anlagen bildet die Analyse der Verbrennungsprodukte und das Aufstellen von Massenbilanzen. Über die Bildung von Transferkoeffizienten kann die Verteilung der Chlorfracht auf die Verbrennungsprodukte ermittelt werden. Dabei zeigt sich, dass bei der konventionellen Abfallverbrennung in MVA der weitaus größte Chloranteil in das Rohgas überführt wird. Reimann bilanzierte beispielsweise in den 80er Jahren die Chlorfrachten in der MVA Bamberg und zeigte, dass durchschnittlich etwa 86% der gesamten Chlorfracht in das Rohgas transferiert werden und ca. 14% in der Schlacke verbleiben [Reimann 1984]. Zu ähnlichen Ergebnissen kommen auch weitere Arbeiten wie [Belevi et al. 2000a], [Belevi et al. 2000b], [Vehlow et al. 2003], [Morf 1999] und [Fehringer et al. 2004]. In der folgenden Tabelle sind die in verschiedenen Untersuchungen ermittelten Chlortransferfaktoren dargestellt. Da bei den angegeben Quellen die betrachteten Outputpfade nicht immer identisch waren, werden für eine bessere Vergleichbarkeit nur die Transferfaktoren für das Rohgas und den Schlackerückstand betrachtet. Der Rohgastransfer stellt die Summe aus verschiedenen Frachtbeiträgen wie beispielsweise Filterstaub, Abwasser der Abgasreinigung und Reingas dar.

Tabelle 2: Transferfaktoren für Chlor bei der Verbrennung von Restabfall

Quelle	[Reimann 1984]	[Schaecher-mayer et al. 1994]	[Morf 1999]	[Belevi et al. 2000a]	[Bernard et al. 2000]	[Vehlow et al. 2003]	[Morf et al. 2005]
Transfer in das Rohgas [%]	86	89	84-88	89-93	85	>90	86-90
Transfer in die Schlacke [%]	14	11	12-16	7-11	15	<10	10-14

Die dargestellten Transferfaktoren gelten für die Verbrennung von Restabfall und wurden an verschiedenen MVAs ermittelt. Wie sich zeigt, werden dabei zwischen 84 und 93% des Chlorinputs in das Rohgas freigesetzt. Die restliche Chlorfracht verbleibt in der Schlacke. Die Rohgaswerte für HCl bewegen sich bei Müllverbrennungsanlagen etwa im Bereich von 800-2500 mg/Nm³. Aktuelle Messungen an Müllverbrennungsanlagen zeigen allerdings, dass Spitzenwerte von bis zu 5000 mg/Nm³ keine Seltenheit darstellen und teilweise über mehrere Stunden gemessen wurden [Büchner 2006].

Die dargestellten Untersuchungen berücksichtigen zumeist nur den Chlorgesamtgehalt und enthalten keine Informationen zum Einfluss unterschiedlicher Bindungsformen. Diese besitzen allerdings einen wesentlichen Einfluss auf die Chlorfreisetzung. Im Folgenden soll daher eine einfache Methode zur quantitativen Bestimmung unterschiedlicher Chlorbindungsformen beschrieben werden.

4 Bestimmung der Chlorbindungsform durch Elutionstests

Ziel der durchgeführten Elutionsversuche war es, die Anteile an anorganischen und organischen Chlorverbindungen in Abfallfraktionen zu bestimmen. Zur Differenzierung der Bindungsform wurde bei diesen Versuchen die Wasserlöslichkeit benutzt. Die anorganischen Chloride liegen nach der Elution in gelöster Form in den Eluaten vor und die organischen Chlorverbindungen, die nahezu ausschließlich aus PVC bestehen, befinden sich im Elutionsrückstand.

Durch die Mehrfachelution ergeben sich für die untersuchten Abfallfraktionen die in der Abbildung 3 dargestellten Chlorfrachten für die drei Elutionsstufen und den Elutionsrückstand. Die beiden Organikfraktionen Küchen- und Gartenabfall (Bio-K bzw. Bio-G) zeigen trotz unterschiedlicher Chlorgesamtgehalte ein sehr ähnliches Verhalten. Die Chlorfracht wird bei diesen Fraktionen nahezu vollständig in den Eluaten gelöst. Geringe Chlorgehalte verbleiben bei den Küchenabfällen im Elutionsrückstand. Verunreinigungen dieser Fraktion durch PVDC-haltige Verpackungen könnten eine Erklärung dafür sein.

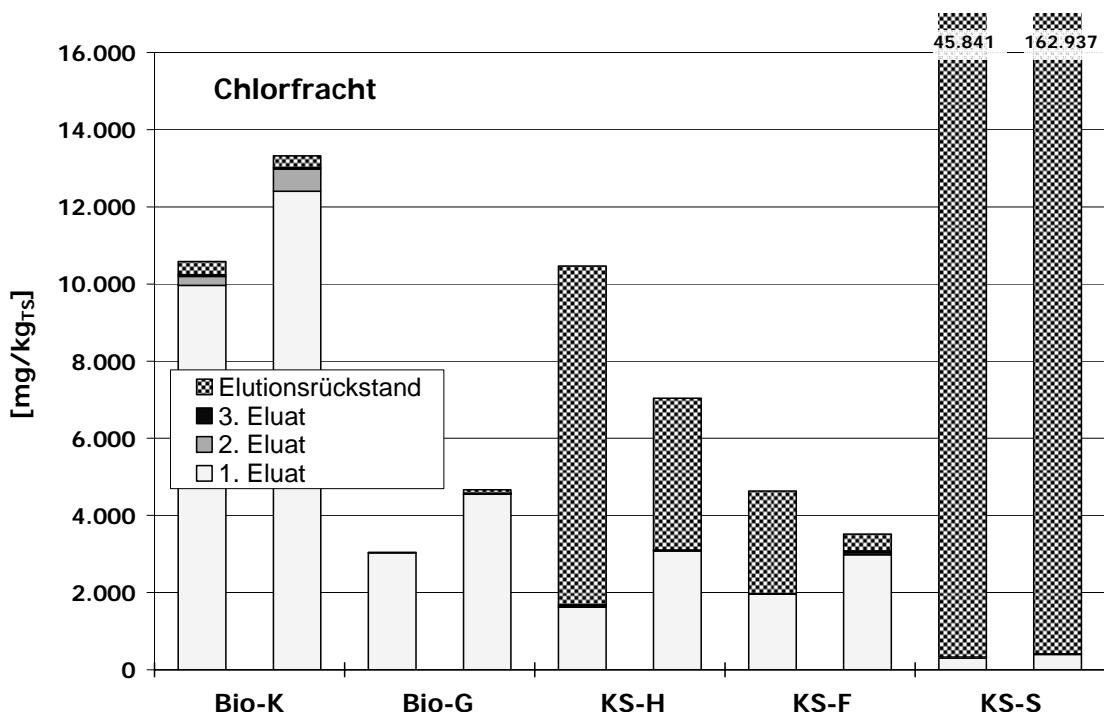


Abbildung 3: Chlorfracht der Eluate und des Elutionsrückstandes in absoluter Darstellung der Sortierungen Berlin (linker Balken je Fraktion) und Dresden (rechter Balken je Fraktion)

Die Gesamtchlorgehalte der Kunststofffraktionen zeigen deutliche Unterschiede. Während die Kunststofffolien (KS-F) 3.500 – 5.000 mg/kgTS aufweisen, beträgt die Chlorfracht der sonstigen Kunststoffe (KS-S) bis zu 162.000 mg/kgTS und damit das 30-45-Fache. Die größten Anteile der Chlorfracht finden sich bei den Kunststoffen im Elutionsrückstand wieder. Aufgrund der unlöslichen PVC-Anteile als maßgeblicher

Chlorquelle war dieses Ergebnis zu erwarten. Bemerkenswert sind allerdings die gelösten Chlorfrachten der Kunststoffhohlkörper und -folien. Bei beiden Fraktionen liegen die Frachten in Form anorganischer Chloride in der gleichen Größenordnung etwa zwischen 1.800 und 3.000 mg/kgTS.

Die dargestellten Einzelergebnisse der Chlorfrachten lassen sich in Abbildung 4 zur Darstellung der organischen bzw. anorganischen Chloranteile in den untersuchten Abfallfraktionen zusammenfassen. Wie in der Abbildung zu sehen ist, setzt sich die Chlorfracht der Organikfraktionen nahezu vollständig aus anorganischen Chloriden zusammen. Für die untersuchten Kunststofffraktionen ergibt sich dagegen ein sehr uneinheitliches Bild. Während die Sonstigen Kunststoffe (KS-S) keine nennenswerten anorganischen Anteile enthalten, betragen diese bei den Kunststofffolien etwa 60%.

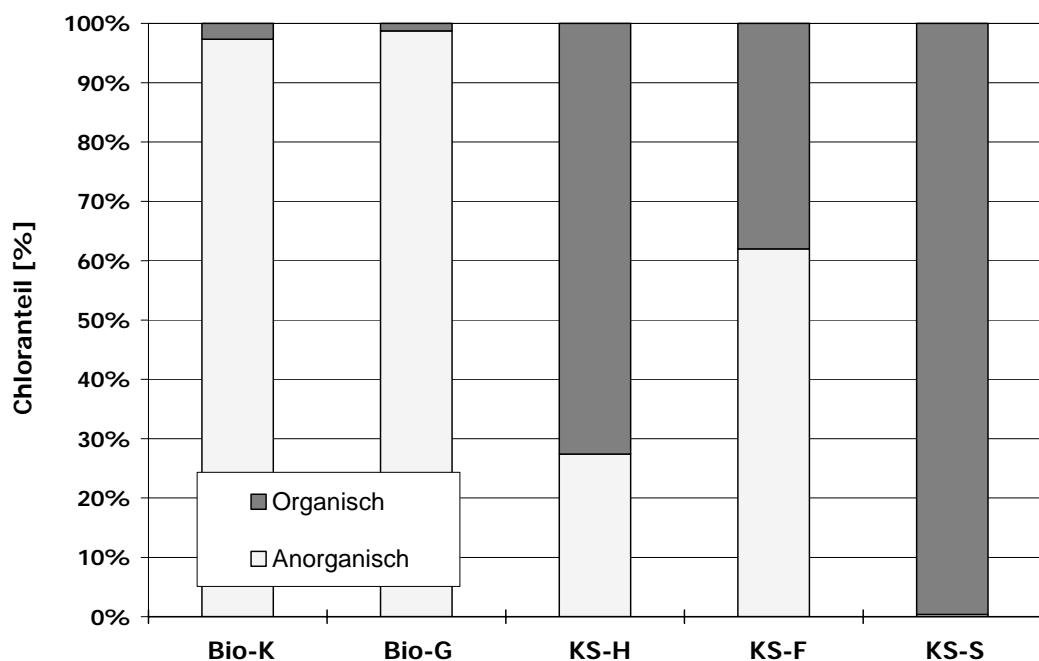


Abbildung 4: Prozentuale Verteilung der organischen und anorganischen Chloranteile auf die untersuchten Abfallfraktionen

Unter Beachtung eines vertretbaren analytischen Aufwandes könnte die bisherige Praxis der Bestimmung des Chlorgesamtgehaltes um einen Elutionstest zur Bestimmung der löslichen Chlor- und Schwefelanteile ergänzt werden. Wie mit den durchgeführten Elutionsversuchen gezeigt wurde, ist mit dieser Methode eine einfache Quantifizierung der Chlorbindungsformen möglich. Eine Analyse der gelösten Anteile an Alkalimetallen könnte zudem Hinweise auf die Verfügbarkeit dieser Elemente zur Bildung von Alkalichloriden geben.

Hinsichtlich der Praktikabilität eines solchen Tests besteht allerdings noch Forschungsbedarf. Die in der vorliegenden Arbeit benutzte Methode sollte dazu angepasst und validiert werden. Dies betrifft beispielsweise eine Verkürzung der Elutionszeit um möglichst zeitnahe Ergebnisse zu erhalten sowie die Untersuchung des Temperatureinflusses auf eine verbesserte Löslichkeit. Daneben sollten die Elutionsergebnisse durch parallele Untersuchungen zum Chlorfreisetzungsvorverhalten verifiziert werden.

5 Verbrennungsversuche zur Untersuchung der Chlorfreisetzung

Um den Einfluss verschiedener Parameter auf die Chlorfreisetzung zu bestimmen, wurden Verbrennungsversuche im Labormaßstab durchgeführt. Aufgrund der häufig sehr heterogenen Zusammensetzung von realen Abfall- und Ersatzbrennstoffproben wurden für die Verbrennungsversuche synthetische Brennstoffproben benutzt. Durch die Verwendung von Brennstoffmischungen mit definierter Zusammensetzung und durch die Analyse der Verbrennungsprodukte Asche, Filterstaub, Ofenablagerungen und Abgas konnten vollständige Chlorbilanzen erstellt werden.

Alle Verbrennungsversuche wurden diskontinuierlich durchgeführt, d.h. je Versuch wurde eine definierte Brennstoffmischung eingewogen und einzeln umgesetzt. Die maximale Verbrennungstemperatur lag aufgrund der Limitierung durch die Werkstofffestigkeit des Brennkammereinsatzes bei 1.050°C. Die thermische Umsetzung der Probe erfolgte mit definierter Aufheiz- und Verweilzeit.

Während des Verbrennungsvorgangs wurden gasförmige Chlorverbindungen im Abgas kontinuierlich in Waschflaschen absorbiert. Die enthaltenen Staubpartikel wurden an einem Glasfaserfilter abgeschieden und ebenso wie die verbliebene Asche auf den Chlorgehalt untersucht. Zudem wurden nach jedem Versuch die Ablagerungen im Ofenraum sowie in den Rohrleitungen bestimmt. Auf Basis der Analysenergebnisse konnten die Chlorverteilung bzw. die Transferfaktoren für jeden Outputpfad ermittelt werden.

In der Abbildung 5 ist die Methodik der Verbrennungsversuche schematisch dargestellt.

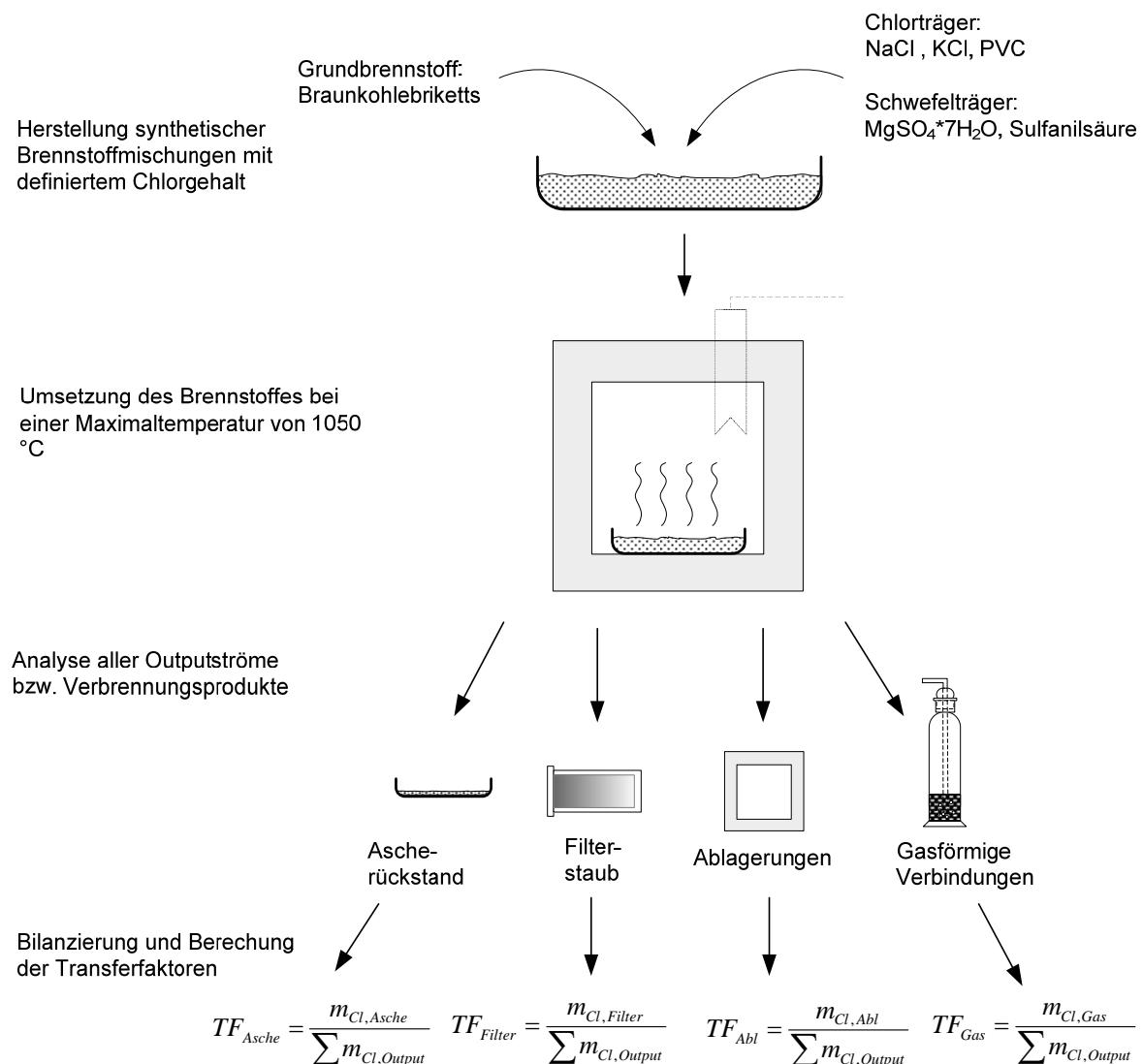


Abbildung 5: Methodik der Verbrennungsversuche

Die Chlorfreisetzung wird im Folgenden anhand der Darstellung der Chlortransferfaktoren erläutert. Es werden der Transfer in das Abgas, den Ascherückstand, den Filterstaub sowie die Ablagerungen in den Ofenraum dargestellt. Die Freisetzung in das Abgas wird dabei in Abhängigkeit der Temperatur und der Versuchszeit abgebildet.

In der folgenden Abbildung ist die Chlorfreisetzung für einen Brennstoffchlorgehalt von 1 Gew.-%. dargestellt. Es ist festzustellen, dass die Freisetzung aus dem PVC schon bei vergleichsweise niedrigen Temperaturen beginnt. Die Alkalichloride besitzen hingegen erst ab Temperaturen von etwa 850 °C eine relevante Freisetzungsr率te.

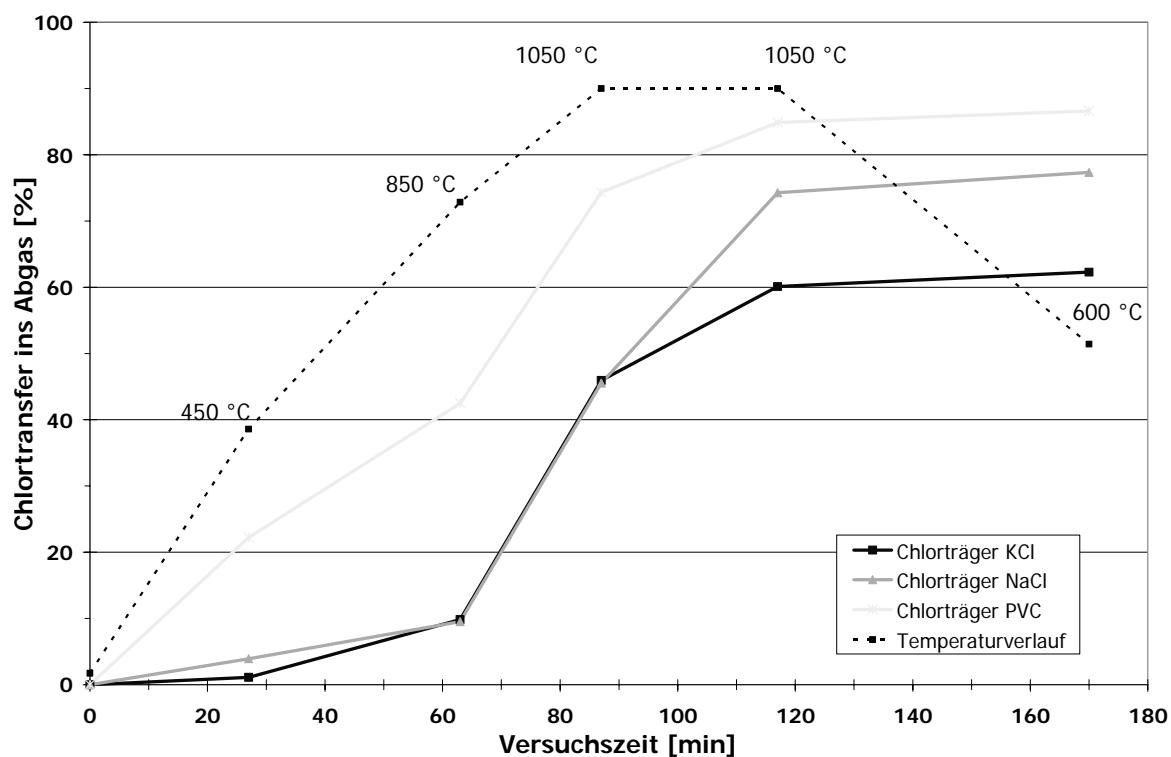


Abbildung 6: Chlorfreisetzung ins Abgas für einen Brennstoffchlorgehalt von 1 Gew.-% und unterschiedliche Chlorträger

Neben dem Abgastransfer wurde auch der Chlortransfer in die festen Verbrennungsrückstände Asche, Filterstaub und Ofenraumablagerungen quantifiziert. In der Abbildung 7 ist der Chlortransfer in die Ofenraumablagerungen für unterschiedliche Chlorträger und Brennstoffchlorgehalte dargestellt. Es ist zu erkennen, dass die Transferfaktoren bei den Alkalichloriden mit zunehmendem Brennstoffchlorgehalt stark ansteigen. Der Transfer in die Ablagerungen erhöht sich beispielsweise von Werten zwischen 12 und 14% bei 0,5 Gew.-% Chlor auf 47 bzw. 49,5% bei einem Brennstoffchlorgehalt von 5,0 Gew.-%. Als Ursache für diese Ergebnisse werden Sulfatisierungsreaktionen der Alkalichloride durch die Schwefelfracht der Kohle vermutet. Diese Reaktionen können sowohl in der Festphase als auch in der Gasphase ablaufen. Als Reaktionsorte kommen demnach die Probenschale, der Ofeninnenraum sowie die Ablagerungen an den Wandungen des Ofenraums in Betracht. Bei Chlorgehalten von 0,5 und 1,0 Gew.-% scheint der Schwefelgehalt ausreichend zu sein, um überwiegende Anteile der Alkalichloride zu sulfatisieren und damit HCl in die Gasphase freizusetzen. Bei höheren Brennstoffchlorgehalten ist der Schwefelgehalt für eine weitergehende Sulfatisierung nicht mehr ausreichend, weshalb die Menge an kondensierten Alkalichloriden deutlich ansteigt. Für PVC als Chlorträger ergibt sich lediglich ein geringer Transfer in die Ofenablagerungen mit einer Schwankungsbreite zwischen 3,8 und 11,8%. Eine signifikante Abhängigkeit des Transferfaktors vom Brennstoffchlorgehalt ist dabei nicht zu erkennen.

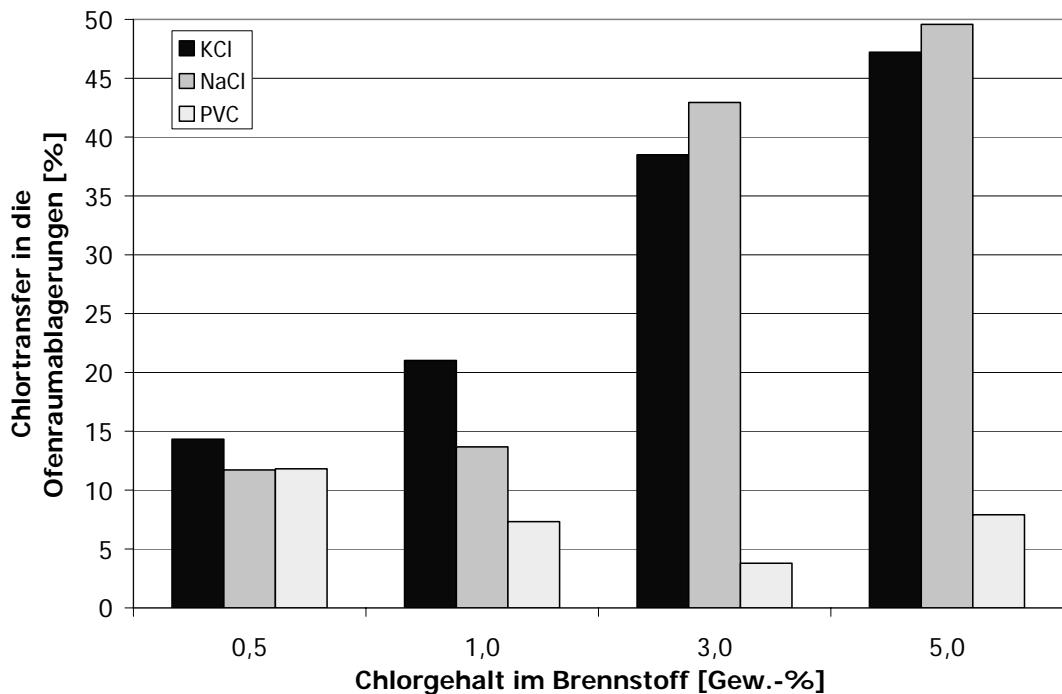


Abbildung 7: Chlortransfer in die Ofenraumablagerungen in Abhängigkeit des Chlorgehaltes

Die dargestellten Ergebnisse zeigen den deutlichen Einfluss der Chlorbindungsform auf das Risiko von Ablagerungen im Feuerraum bzw. im Abgaspfad. Bei gleichem Chlorgesamtgehalt ergibt sich bei den Chloriden im Vergleich zum organischen Chlorträger PVC ein bis zu zehnfach höherer Chlortransfer in die Ofenablagerungen, woraus auch ein höheres Korrosionsrisiko resultiert.

Neben dem Gesamtchlorgehalt und der Chlorbindungsform hat aufgrund der Sulfatisierungsreaktionen vor allem das Schwefel-Chlor-Verhältnis einen großen Einfluss auf die Freisetzungsraten. In einer Versuchsreihe mit definierter Schwefeldotierung wurden $MgSO_4$ und Sulfanilsäure als anorganische bzw. organische Schwefelträger eingesetzt. Es wurde jeweils ein Brennstoffchlorgehalt von 1,0 Gew.-% benutzt und das Schwefel-Chlor-Verhältnis schrittweise bis auf 5 mol/mol erhöht.

In der folgenden Abbildung ist der Transfer in den Ofenraum in Abhängigkeit des Schwefel-Chlor-Verhältnisses dargestellt. Zum besseren Vergleich sind dabei Versuche ohne und mit zusätzlicher Schwefeldotierung in einem gemeinsamen Diagramm gegenübergestellt. Es ist zu sehen, dass eine Schwefelzugabe zu einer Reduktion des Chlortransfers in die Ofenraumablagerungen führt. Dies gilt vor allem bis zu einem Schwefel-Chlor-Verhältnis von 3,3. Eine Erhöhung dieses Verhältnisses auf 5 durch weitere Schwefelzugabe zeigt nur noch geringe Reduktionseffekte.

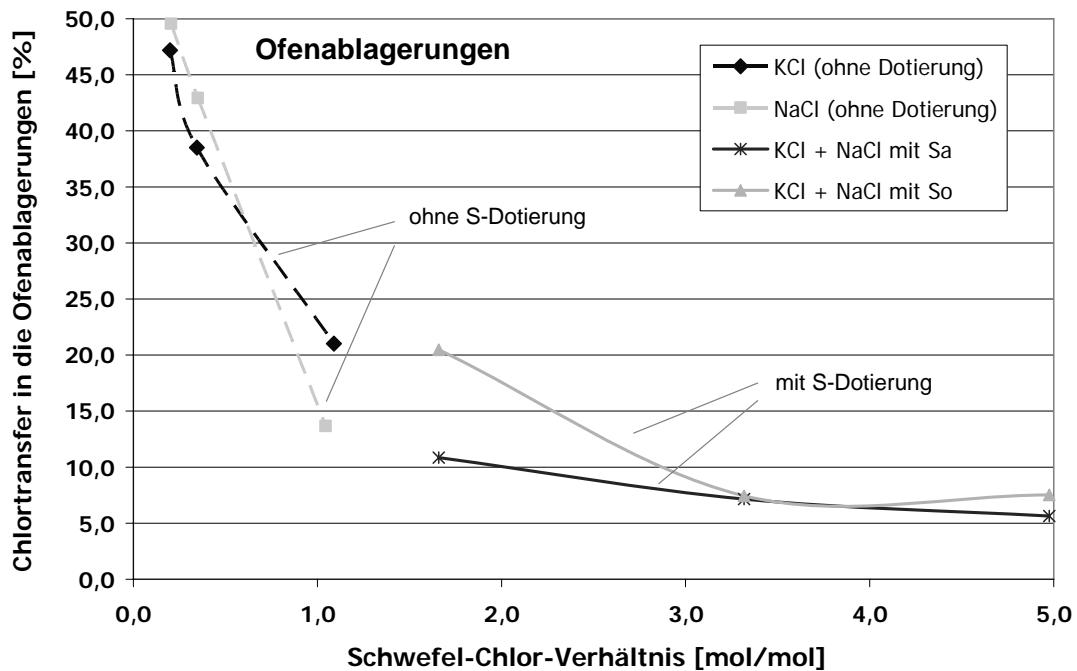


Abbildung 8: Chlortransfer in die Ofenablagerungen in Abhängigkeit des Schwefel-Chlor-Verhältnisses für die Alkalichloride als Chlorträger

6 Schlussfolgerungen

Für eine Brennstoffbewertung hinsichtlich des Korrosionsrisikos stellt der Chlorgehalt eine notwendige, allerdings nicht hinreichende Größe dar. Wie durch die Verbrennungsversuche gezeigt werden konnte, sind für die Chlortfreisetzung weitere Parameter wie Bindungsform und Schwefelgehalt von entscheidender Bedeutung. Unter Berücksichtigung der vielfältigen Einflussfaktoren erscheint die gängige Praxis der Angabe eines singulären Chlorgrenzwertes für EBS als unzureichend. Die Gütekriterien sollten vielmehr um Korrosionskennzahlen ergänzt werden, die die Verhältnisse korrosionsrelevanter Elemente im Brennstoff berücksichtigen.

Die genannte Brennstoffbewertung auf der Basis von Kennzahlen würde nicht nur eine verbesserte Prognose des Korrosionsverhaltens ermöglichen, sondern könnte auch wichtige Informationen zur Anwendung eines Brennstoffmanagements liefern. Darunter ist in diesem Zusammenhang das Ziel zu verstehen, durch eine Co-Verbrennung verschiedener Brennstoffe eine Minderung des Korrosionspotenzials zu erreichen [Hoffmann et al. 2005]. Positive Erfahrungen bestehen beispielsweise in der Co-Verbrennung von Biomasse und Klärschlamm bzw. Papierschlamm [Aho 2004], [Amand et al. 2006]. Da neben den korrosionsrelevanten Eigenschaften bei einer gemeinsamen Verbrennung vor allem auch reaktionstechnische Parameter berücksichtigt werden müssen, muss diese Möglichkeit im Einzelfall bewertet werden.

Grundsätzlich lässt sich jedoch festhalten, dass eine Erhöhung des S/Cl-Verhältnisses sowie eine Senkung des Alkaliengehaltes angestrebt werden sollte.

7 Quellen

- [Aho 2004] Aho, M., Silvennoinen, J.: Preventing chlorine deposition on heat transfer surfaces with aluminium-silicon rich biomass residue and additive.In: Fuel 83 (2004) S. 1299-1305
- [Amand et al. 2006] Amand, L.-E.: Deposits on heat transfer tubes during co-combustion of biofuels and sewage sludge.In: Fuel 85 (2006) S. 1313-1322
- [Bachhiesl et al. 2001] Bachhiesl, M. et al.: Untersuchungen zur thermischen Verwertung von Biomasse und heizwertreichen Abfallfraktionen als Sekundärbrennstoffe in Wärmekraftwerken, Schriftenreihe der Forschung im Verbund, Band 73, Wien: 2001.
- [Belevi et al. 2000a] Belevi, H., Moench, H.: Factors Determining the Elements Behavior in Municipal Solid Waste Incinerators. 1. Field Studies.In: Environmental Science and Technology 12 (2000a) S. 2501-2506
- [Bernard et al. 2000] Bernard, J., Ole, H., Vehlow, J.: The Influence of PVC on the Quantity and Hazardousness of Flue Gas Residues from Incineration, Tarnos: 2000.
- [Born et al. 1996] Born, M., Seifert, P.: Chlorkorrosion an Dampferzeugern.In: VGB Kraftwerkstechnik 10 (1996)
- [Born 2000] Born, M.: Anforderungen an Ersatzbrennstoffe zur Mitverbrennung in Kohlefeuerungen.In: VDI-Berichte Nr. 1540 (2000) S. 157-181
- [Büchner 2006] Büchner, H.: Was machen neue Anlagen anders?.In: Urban, A., Bilitewski, B., Faulstich, M. [Hrsg.]: 11. Fachtagung Thermische Abfallbehandlung, Schriftenreihe des Fachgebietes Abfalltechnik, Universität Kassel, 2006.
- [Eckardt 2005] Eckardt, S.: 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, TU Schriftenreihe des Institutes für Abfallwirtschaft und Altlasten, Band 41, Dresden: 2005.
- [Hoffman et al. 2005] Brennstoffmanagement – eine Möglichkeit zur Minderung des Korrosionsrisikos? In: Thomé-Kozmiensky, K.-J. (Hrsg.): Ersatzbrennstoffe 5 TK-Verlag, Neuruppin, 2005.
- [Kost 2001] Kost, T.: Brennstofftechnische Charakterisierung von Haushaltsabfällen, Dissertation an der Technischen Universität Dresden, TU Schriftenreihe des Institutes für Abfallwirtschaft und Altlasten, Band 16, Dresden: 2001.
- [LfU 2003] Bayerisches Landesamt für Umwelt [Hrsg]: Zusammensetzung und Schadstoffgehalte von Siedlungsabfällen, Augsburg: 2003.
- [Morf 1999] Morf, L. S.: Entwicklung einer effizienten Methode zur kontinuierlichen Bestimmung von Stoffflüssen durch eine Müllverbrennungsanlage, Dissertation am Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft der TU Wien, Wien: 1999.
- [Morf et al. 2005] Morf, L., Ritter, E., Brunner, P.: Online-Messung der Stoffbilanz auf der MVA Spittelau, Forschungsbericht des Institutes für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft der TU Wien, Wien: 2005.

- [Reimann 1984] Reimann, D. O.: Chlorverbindungen im Müll und in der Müllverbrennung - Einfluß des Kunststoffs PVC. In: Müll und Abfall (1984)
- [Rotter et al. 2004] Rotter, S. et al.: Material flow analysis of RDF-production processes. In: Waste Management 24 (2004) S. 1005-1021
- [Rotter 2005] Rotter, S., Schirmer, M.: Chlorpotential und Chlorspezies in Abfallfraktionen. In: Chemie Ingenieur Technik 8 (2005), S. 1158
- [Schachermayer et al. 1994] Schachermayer, E. et al.: "Messung der Güter- und Stoffbilanz einer Müllverbrennungsanlage - MAPE", Wien: 1994.
- [Schirmer et al. 2002] Schirmer, M., Reichenbach, J., Bilitewski, B.: Gütekriterien für Ersatzbrennstoffe in Europa In: Bilitewski, B., Urban, A., Faulstich, M., [Hrsg.]: /Fachtagung Thermische Abfallbehandlung, Berlin: Schriftenreihe des Institutes für Abfallwirtschaft und Altlasten, 2002.
- [Vehlow et al. 2003] Vehlow, J. et al.: Auswirkungen verschiedener Kunststoffe auf die Abfallverbrennung. In: Umweltpraxis 1-2 (2003)

M. Faulstich, A. I. Urban, B. Bilitewski (Hrsg.)

**12. Fachtagung
Thermische Abfallbehandlung**

**Müllverbrennung im Spannungsfeld
von Energienutzung und Ökonomie**

Dr.-Ing. Martin Mineur
MVR Müllverwertung
Rugenberger Damm GmbH & Co. KG
Hamburg

Schriftenreihe des
Fachgebietes Abfalltechnik
Universität Kassel

1 Rahmenbedingungen

Wir befinden uns in einer Epoche, in der mindestens im zentraleuropäischen Umfeld Müllverbrennung als Mittel der Wahl für die Entsorgung sonst nicht anderweitig verwertbarer Abfälle weitgehend akzeptiert ist. Dazu haben die Zuverlässigkeit des Verfahrens und die strengen Umweltauflagen wesentlich beigetragen. Heute stehen die möglichen Gefahren eines sich weltweit ändernden Klimas im Vordergrund der Diskussionen. Obwohl es dazu eigentlich am naheliegendsten und nachhaltigsten wäre, die anthropogenen bedingten Ursachen des Klimawechsels durch Einschränkung des Konsums zu begrenzen, liegt das Schwergewicht der Bemühungen zur Zeit darauf, die gewünschte Nutzenergie umweltgerechter bereitzustellen. Dies kann durch die Förderung von Technologien erfolgen, die weniger CO₂ erzeugen. Müllverbrennung ist in diesem Sinne eine hervorragende Möglichkeit zur Erzeugung von Strom, Fernwärme und Prozessdampf. In Deutschland führt diese Form der Energieerzeugung durch die Substitution von fossil erzeugter Energie nach Angaben der ITAD zu rund 4 Mio. Tonnen CO₂ Emissionseinsparung pro Jahr.

Dennoch muss man sich davor hüten, Diskussionen um „richtige“ Verfahrensweisen ausschließlich am Weltklima auszurichten. Wir leben in einer realen Welt, die davon geprägt ist, dass häufig andere Aspekte im Erleben der Menschen überwiegen. An dieser Stelle seien zwei Beispiele genannt: Standortwahl und Kosten der Müllverbrennung. Bei der Wahl eines Standortes für eine Müllverbrennungsanlage ist eine Reihe von Aspekten zu berücksichtigen. Ideal wären kurze und günstige Anfahrtswege für die anliefernden Müllfahrzeuge einerseits und ein möglicher Anschluss an ein Fernwärmeverteilungsnetz andererseits. Ein Standort in unmittelbarer Nähe eines Ballungszentrums ist daher sowohl hinsichtlich der Energieeffizienz als auch hinsichtlich der Kosten von großem Nutzen. Die betroffenen Anwohner sehen das in der Regel anders. Nicht wenige fühlen sich in ihrer Lebensqualität subjektiv massiv beeinträchtigt. Die mühsamen Versuche, durch Darstellung von objektiven Fakten den Menschen die Angst zu nehmen, sind meist nicht erfolgreich. Akzeptanz in Politik und Öffentlichkeit ist aber auf Dauer für eine Technologie unverzichtbar.

Im Ringen um den besten Kompromiss zwischen Umweltverträglichkeit, Akzeptanz und Kosten verschieben sich die Schwerpunkte mit der Zeit. Waren es noch vor 10 bis 20 Jahren Aspekte des Umweltschutzes, die das Handeln maßgeblich beeinflussten, erleben wir zurzeit, dass die Sorgen der Bevölkerung sich eher um ihre persönliche wirtschaftliche Situation drehen. In Umfragen rangiert die Angst vor steigenden Abgaben, Beiträgen und Preisen weit oben. Wir kennen das Dilemma aus einer uns nahe stehenden Branche: der Stromwirtschaft. Kaum jemand ist im Moment bereit anzuerkennen, dass der Großteil der Strompreiserhöhungen der letzten Jahre ihre Ursache in staatlich verordneten Maßnahmen hat. EEG- und KWK-Abgabe dienen beispielsweise vornehmlich dem Umbau der Energiewirtschaft hin zu umweltfreundlicheren Technologien. Die Bemühungen der Stromkonzerne, durch Straffung der in-

ternen Prozessabläufe Kosten einzusparen und damit konkurrenzfähiger zu werden, ermöglichen erst die Schaffung eines Umfeldes, in dem Kapital für Investitionen in die Energiewirtschaft von morgen bereitgestellt wird. Die Bevölkerung versteht das nicht und bezeichnet die Strombranche als „Abzocker“, weil sie (wie jedes Unternehmen) Gewinne macht. Es wird der Ruf nach mehr Markt und Wettbewerb laut.

In der Entsorgungswirtschaft liegen die Dinge anders. Müllverbrennung ist ein weitgehend regionales Geschäft. Die Gebietskörperschaften sind in der Lage, Umweltstandards für die Entsorgung ihrer Abfälle und den Grad ihrer Entsorgungssicherheit festzulegen und damit eine Steuerungsfunktion zu übernehmen. Die Anlagenbetreiber erhalten in der Regel langfristige Verträge und damit Investitionssicherheit. All das führt insgesamt zu einem ausgewogenen Verhältnis von Umweltverträglichkeit, Akzeptanz und Kosten. Eine Verschärfung des Wettbewerbs würde dazu führen, dass Kosten in den Vordergrund treten. Anlagen mit hohen Umweltstandards bekommen einen Wettbewerbsnachteil, Müll wird über weite Strecken transportiert, mangelnde Auslastung der Anlagen verringert die Effizienz. Fragen der Energienutzung treten in den Hintergrund.

Es erscheint daher sinnvoll, dass die Politik verlässliche Rahmenbedingungen für langfristige Investitionen setzt und Müllverbrennung als Form der energetischen Verwertung ausdrücklich festschreibt. Dabei sollten Wärmeversorgungskonzepte im Zusammenhang mit Müllverbrennung zusätzlich begünstigt werden. Ein Fördermechanismus zur Unterstützung der Wärmelieferungen könnte Sicherheit für Investoren geben und dabei helfen, Potentiale aufzuspüren und zu nutzen. In der Branche gibt es einen Spruch: „Müll sucht sich immer den Weg des geringsten Preises“. Es ist Aufgabe der Politik, das zu unterbinden und dafür zu sorgen, dass eine auf breiter Basis getragene Form der Entsorgung stattfindet. Dabei sind natürlich Aspekte der Energienutzung und der Umweltverträglichkeit zu berücksichtigen. Wenn erkannt wurde, dass bestimmte Formen der Entsorgung in dieser Hinsicht Vorteile bieten, kann auch dafür gesorgt werden, dass die wirtschaftlichen Rahmenbedingungen passen. Das tut der Staat in vielen Bereichen, beispielsweise durch die Steuergesetzgebung. Erneuerbare Energien waren auch lange Zeit wirtschaftlich nicht konkurrenzfähig, bis durch die Einführung des EEG ein mittlerweile in weiten Kreisen anerkannter Rahmen geschaffen wurde, der eine aus zumindest Ressourcen schonenden Gesichtspunkten gewünschte Entwicklung gefördert hat.

2 Energienutzung in der Müllverwertung MVR

Die Anlage MVR Müllverwertung Rugenberger Damm hat ihren Betrieb im Jahr 1999 aufgenommen und leistet seitdem einen erheblichen Beitrag zur Entsorgung der Freien und Hansestadt Hamburg sowie der niedersächsischen Landkreise Harburg, Rotenburg (Wümme), Soltau-Fallingbostel und Stade.

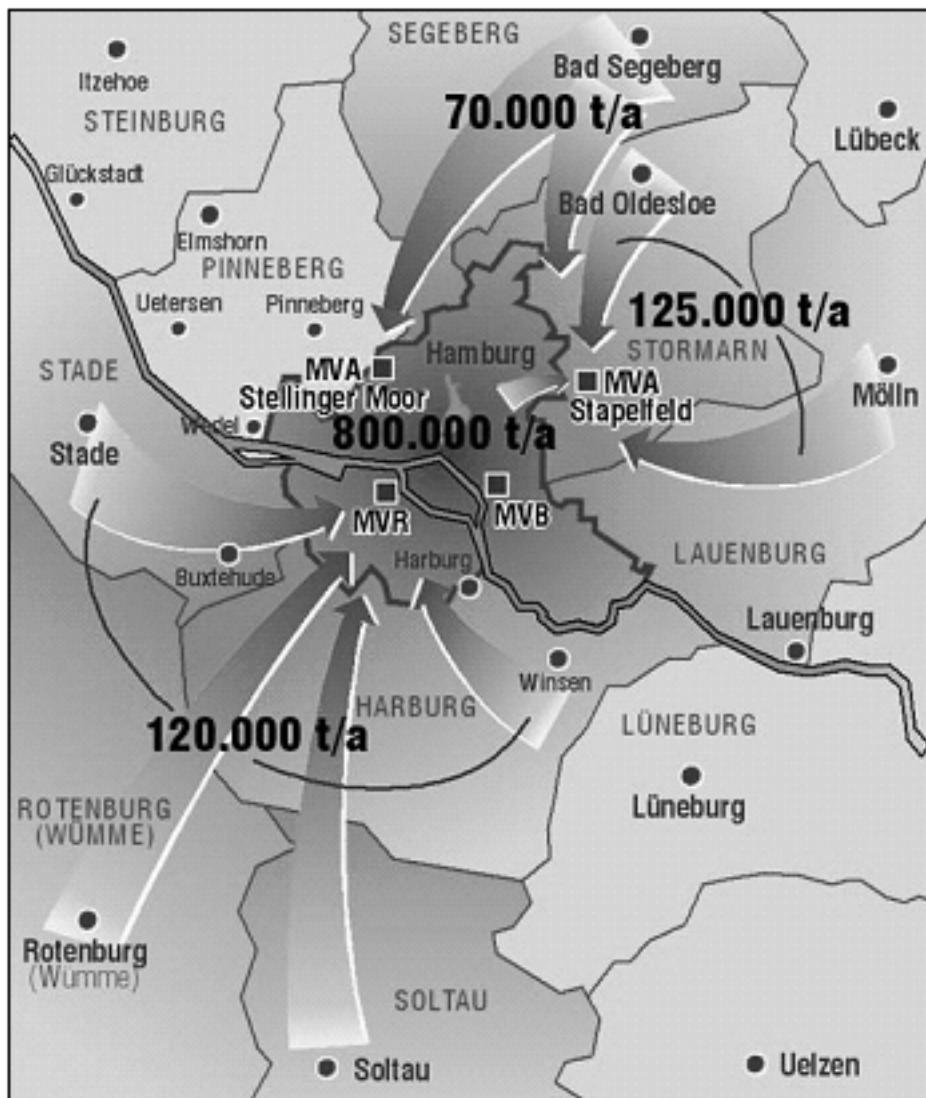


Abbildung 1: Einzugsgebiet der Müllverbrennungsanlagen

Die Anlage ist für die Entsorgung von 320.000 Jahrestonnen Haus- und Gewerbeabfall ausgelegt. Sie ist Bestandteil einer Verbundlösung im Hamburger Raum, in der mit Hilfe von vier Müllverbrennungsanlagen mit insgesamt acht Verbrennungslinien ein hohes Maß an Flexibilität und Entsorgungssicherheit geschaffen wurde. Alle Anlagen sind dabei strategisch so platziert, dass sich für die Müllfahrzeuge kurze Anfahrwege ergeben und das Verkehrsaufkommen minimiert wird. Die Standortwahl der MVR war natürlich nicht ohne Probleme möglich. Ein ursprünglich favorisierter Platz am Standort eines ehemaligen Kraftwerks in Neuhof scheiterte letztlich am Unwillen der Bevölkerung. Um die ursprüngliche Zielsetzung zu erreichen, nämlich die Versorgung eines in der Nähe liegenden Industriegebietes mit Prozessdampf sicherzustellen, wurde letztlich ein Standort gefunden, der sich jenseits der Elbe, direkt an einer Autobahnabfahrt im Bereich der Anfahrrampe zur Köhlbrandbrücke befand. Verkehrstechnisch gut gelegen, erforderte dies aber den Bau eines Tunnels unter der Elbe hindurch. Es ist leicht vorstellbar, dass solche Investitionen ökonomisch

kaum zu rechtfertigen sind, auch wenn über diese Leitungen gut 400.000 MWh/a Dampf mit einem Druck von knapp 14 bar geliefert werden.

Im Jahr 2004 ging eine Fernwärmeleitung zum Stadtteil Neugraben in Betrieb. Über diese ca. 6 km lange Leitung wird Warmwasser geliefert. Das Wohngebiet wird demnächst erweitert. Die Fernwärmeabgabe beträgt zurzeit ca. 50.000 MWh/a. Die Bereitstellung der Wärme erfolgt in einem gekoppelten Prozess. Der in den Müllkesseln erzeugte Hochdruckdampf wird zunächst in einer Turbine entspannt und dann auf einer dem jeweiligen Temperaturniveau angepassten Stufe ausgekoppelt. Eigentlich ergeben sich damit hervorragende Randbedingungen für eine effiziente Energieerzeugung: Kraft/Wärme-Kopplung, Fernwärmelieferung und Stromerzeugung.

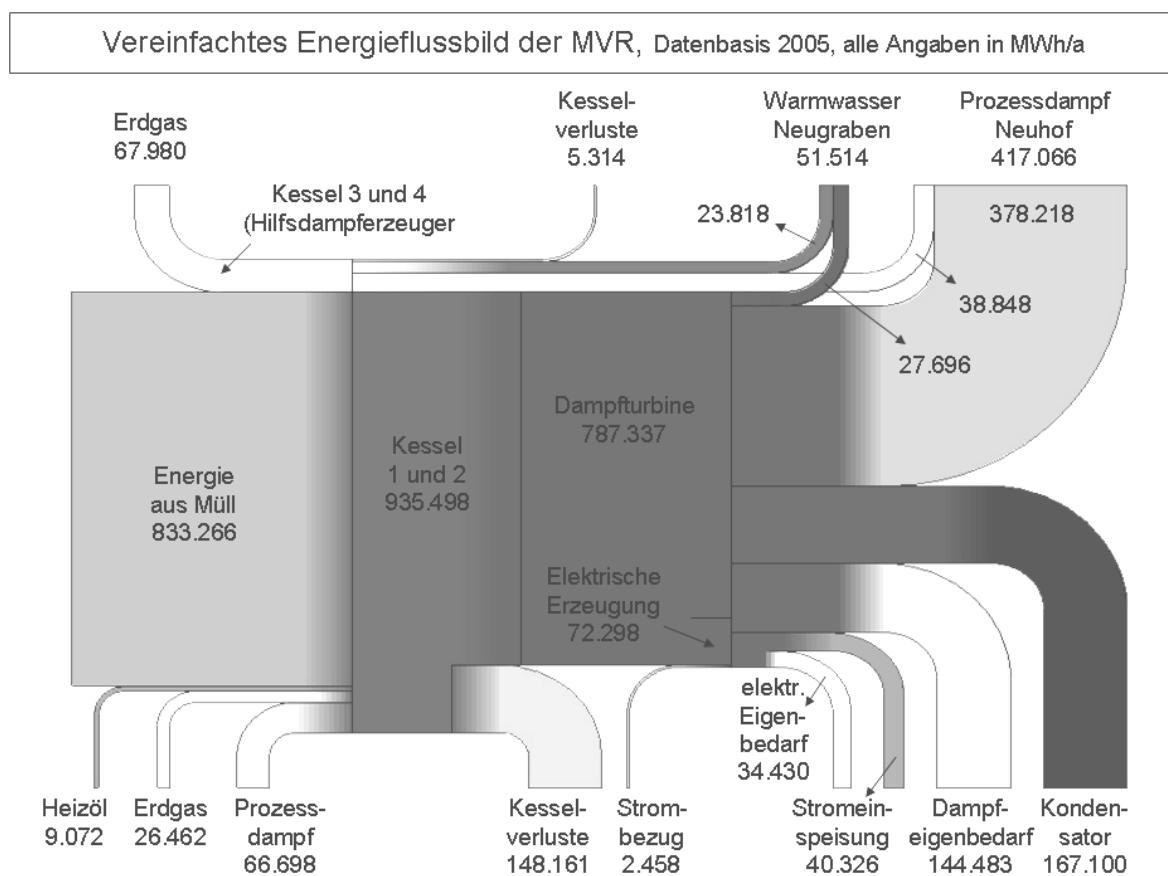


Abbildung 2: Energieflussbild der MVR

Zur Sicherstellung der Versorgung sind zwei Hilfsdampferzeuger installiert, die mit Erdgas befeuert werden. Sie kommen vornehmlich bei der Jahresrevision der Müllverbrennungslinien und bei Störungen zum Einsatz, aber auch an besonders kalten Tagen, wenn die Wärmeabnahme so groß wird, dass trotz vollständig geschlossener Niederdruckklappe an der Dampfturbine die Wärmeproduktion nicht ausreicht. Erst wenn in Ausnahmefällen (bspw. bei Ausfall eines Müllkessels) trotz maximalen Einsatzes der Hilfsdampferzeuger die Wärmeversorgung nicht ausreicht, wird die Turbine auch vollständig vom Netz genommen. Das Energieflussbild der MVR ist in Abbil-

dung 2 dargestellt. Stützfeuer in Form von Erdgas bzw. Heizöl wird nur untergeordnet zum Aufheizen des Prozesses nach einem Stillstand oder zur Einhaltung der Mindestverbrennungstemperatur eingesetzt.

Auffällig gegenüber Kraftwerksprozessen ist der relativ hohe Eigenbedarf. Das liegt im Wesentlichen an den hohen Ansprüchen des Prozesses zur Erzeugung von wieder verwertbaren Stoffen (frei vermarktungsfähige Salzsäure, hoch aufbereitete und weitgehend von Metallen befreite Schlacke sowie Gips in höchster Qualität).

3 Bewertung der Energieeffizienz

Für die Beurteilung der Energieeffizienz eines solch komplexen Prozesses wie der MVR sind verschiedene Methoden möglich. Eine gute Hilfestellung hinsichtlich der Gewichtung von Strom und Wärme bietet beispielsweise die VDI 4660, wo anhand der zielenergiebezogenen Emissionen die Aufteilung nach der kalorischen Methode, der Arbeitswert-, der exergetischen, der Exnergieverlust-, der Restwert- und der Substitutionsmethode erläutert wird. Trotz zum Teil jahrzehntelanger Diskussion hat sich immer noch keine einheitliche Betrachtungsweise herauskristallisiert, die allen Anforderungen gerecht wird. Der Grund liegt darin, dass Energieeffizienz immer im Zusammenhang mit Alternativverfahren gesehen werden muss. Um dies zu verdeutlichen sei folgende Betrachtungsweise vorgestellt: Die MVR hat eine Entsorgungsaufgabe (Müll) und zwei Versorgungsaufgaben (Wärme und Strom). Im angenommenen Referenzverfahren wird der Müll abgelagert und damit nicht energetisch verwertet, die Wärme (aus dem Energieflussbild der MVR, Abbildung 2: 417.066 MWh/a plus 51.514 MWh/a = 468.580 MWh/a) wird in einem Gaskessel mit einem Wirkungsgrad von 90 % und der Strom (40.326 MWh/a) in einem Kondensationskraftwerk mit einem Wirkungsgrad von 39 % bereitgestellt. In der MVR ist zur Erzeugung der gleichen Nutzenergie der Einsatz von 103.514 MWh/a Primärenergie aus fossilen Brennstoffen (Heizöl 9.072 MWh/a plus Erdgas 26.462 MWh/a plus Erdgas für die Hilfsdampferzeuger 67.980 MWh/a) aufzuwenden. Die Energie aus Müll taucht in dieser Betrachtung nicht auf, weil gegenüber dem Referenzverfahren (Müllablage rung) kein Mehraufwand entsteht. Damit ergibt sich folgende Tabelle:

Tabelle 1: Primärenergieeinsatz der MVR und des Vergleichsverfahrens

	MVR	Kraftwerk 39 %	Gaskessel 90 %
Stromnutzen	40.326 MWh/a	40.326 MWh/a	
Wärmenutzen	468.580 MWh/a		468.580 MWh/a
Einsatz fossiler Brennstoffe	103.514 MWh/a	103.400 MWh/a	520.644 MWh/a

Man könnte daraus also folgende Aussage ableiten: In der MVR muss zur Stromerzeugung der genannten Strommenge genau so viel Primärenergie in Form von fossilen Brennstoffen eingesetzt werden wie in einem durchschnittlichen Kohlekondensationskraftwerk und zusätzlich kann dann noch einmal die gesamte genannte Wärmemenge ohne jeglichen Primärenergieeinsatz bereitgestellt werden. Damit benötigt die MVR gegenüber dem Referenzszenario nur ca. ein Sechstel der Primärenergie. Dabei ist noch nicht einmal berücksichtigt, dass ein zusätzlicher (energetisch nicht quantifizierter) Nutzen durch die Erzeugung von Salzsäure, Gewinnung von Metallen und die Produktion von Gips entsteht.

Wählt man ein anderes Referenzszenario ergeben sich andere Aussagen. Man könnte zum Beispiel davon ausgehen, dass der gesamte Abfall in einem Kohlekondensationskraftwerk mitverbrannt wird. Dazu erforderliche Aufarbeitungsschritte des Brennstoffs werden nicht berücksichtigt. Modellhaft wird für den Vergleich die Energieerzeugung der MVR zunächst auf eine reine Stromerzeugung zurückgerechnet. Das gelingt tatsächlich, weil die Anlage MVR theoretisch (und in weiten Teilen des Jahres auch praktisch) auf die Wärmeabgabe nicht angewiesen ist. Die Dampfturbine kann auch im reinen Kondensationsbetrieb gefahren werden. Ohne externe Wärmeauskopplung wäre die Stromerzeugung um ca. 106.000 MWh/a höher, die Hilfsdampferzeuger müssten nicht mehr eingesetzt werden, alle anderen Parameter werden als konstant angenommen. Der elektrische Nettowirkungsgrad der MVR ergäbe sich dann folgendermaßen: $(40.326 + 106.000) / (833.266 + 26.462 + 9.072) = 16,8\%$. Ein wahrhaftig nicht besonders imponierender Wert! Die Ursachen sind allgemein bekannt: Aus Korrosionsschutzgründen arbeiten die Müllkessel mit vergleichsweise niedrigen Frischdampfparametern von 40 bar und 400 °C, es wird auf eine Zwischenüberhitzung verzichtet, die Speisewasseraufwärmung erfolgt einstufig und die Rauchgasreinigung und Produktaufbereitung erfordert einen höheren Eigenbedarf. Es hat eben seinen Grund, dass Müll nicht großflächig in Kohlekraftwerken – und schon gar nicht in den hochmodernen Blöcken – als Brennstoff eingesetzt wird. Selbst eine so moderne Müllverbrennungsanlage wie die MVR konnte die zusätzlichen Investitionen für den baulichen Aufwand zur nochmaligen Erhöhung der Energieeffizienz aus wirtschaftlichen Gründen nicht rechtfertigen. Im Gegenteil: Ursprünglich lag die Frischdampftemperatur der MVR um 25 °C höher – mit spürbaren negativen Folgen für die Verfügbarkeit und die Instandhaltungskosten.

Die Schlussfolgerung aus der Gegenüberstellung der beiden Szenarien lautet: Jeder Vergleich hinkt und Wissenschaftler, die behaupten, sie hätten auf alles eine Lösung, erkennen die Realität. Besonders deutlich wird das an der gegenwärtigen Diskussion um die Energieeffizienzformel der geplanten EU-Abfallrahmenrichtlinie.

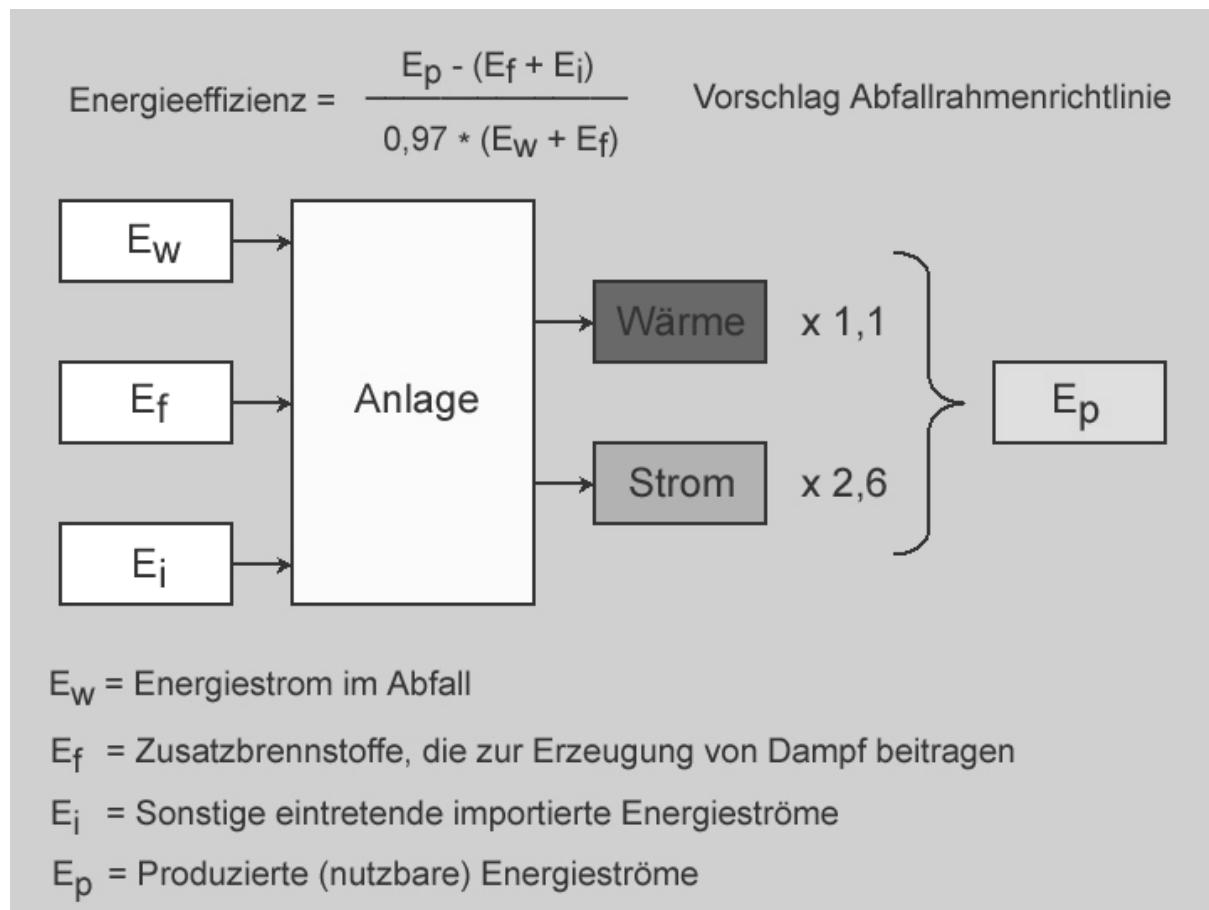


Abbildung 3: Energieeffizienzformel nach der Abfallrahmenrichtlinie

Der größte Vorwurf der Gegner dieser Formel lautet, dass die Gleichung formal nicht der Definition eines Wirkungsgrades entspricht und die Verwendung von Äquivalenzfaktoren aus thermodynamischer Sicht nicht zulässig ist. Diese Kritik kann nicht geteilt werden. Lediglich das Auftauchen von E_f (= der Energiestrom in den Brennstoffen, die zur Erzeugung von Dampf beitragen) im Nenner ist nicht nachzuvollziehen. Der Fehler ist aber gering. Der Faktor von 0,97 im Nenner der Energieeffizienzformel mag nicht gerechtfertigt sein, da er aber konstant ist, ist er auch nicht schädlich.

Die Befürworter der Formel haben aber nicht die Intention, einen Wirkungsgrad im klassischen Sinn zu definieren. Vielmehr soll versucht werden, einen Gütegrad aufzustellen. Dabei gibt es zwei Extremfälle: Die ausschließliche Wärmeerzeugung wird mit einem Prozess verglichen, der einen Wirkungsgrad von $(1 / 1,1 = 91\%)$ aufweist, die ausschließliche Stromerzeugung wird mit einem Prozess verglichen, der einen Wirkungsgrad von $(1 / 2,6 = 38,5\%)$ aufweist. Bei Prozessen mit gleichzeitiger Strom- und Wärmeerzeugung wird anteilig interpoliert. Es handelt sich dabei um einen praktikablen, nachvollziehbaren, einfachen Ansatz. Die Energieeffizienz 100 % bedeutet dabei nicht, dass die im Abfall enthaltene Energie vollständig in Nutzenergie umgesetzt wird, sondern inwieweit der Umwandlungsprozess denen anderer klassischer, in der Praxis verbreiteter Referenzprozesse nahe kommt. Dies ist ziel-

führend und nicht zu beanstanden. Natürlich haben es Anlagen mit Wärmeauskopplung nach dieser Formel leichter, die geforderte Energieeffizienz zu erreichen, aber das ist auch richtig so. Wärmeauskopplung verdrängt in der Regel den Einsatz fossiler Brennstoffe, die in Hausheizungen mit einem nach thermodynamischen Gesichtspunkten (exergetisch) kaum akzeptablen Wirkungsgrad verbrannt werden.

Es sind andere Dinge, die stören. Warum wird die Frage, ob verwertet wird oder nicht, nur an einer – wie auch immer gearteten – Energieeffizienz festgemacht und nicht auch an der Umweltverträglichkeit? Wie begegnet man der Verlockung, dass im Zweifel ein Betreiber Umweltschutzaufwendungen reduziert, um Eigenbedarf zu sparen und damit einen Verwerterstatus zu erzielen? Wie wird dem Umstand Rechnung getragen, dass die ausgekoppelte Wärme je nach Druckniveau unterschiedlich zu bewerten ist? Wie geht man damit um, dass die Energieeffizienz bei gekoppelten Anlagen von der Höhe der Wärmeauskopplung und damit von der Jahreszeit abhängt? Wie stellt sich die Energieeffizienz dar, wenn ein Betreiber die Energienutzung gar nicht selbst vornimmt, sondern den Frischdampf sozusagen am Kraftwerkszaun an einen anderen Betrieb verkauft?

Entscheidende Bedeutung hat in der Tat auch die Frage, was mit „produzierter Energie Ep“ gemeint ist. Sollte darunter, wie es zum Beispiel Beckmann interpretiert, die abgegebene elektrische (Netto-)Arbeit gemeint sein, ergeben sich ganz andere Werte als nach der Interpretation der ITAD als der erzeugten elektrischen (Brutto-)Arbeit. Mit den Daten der MVR (Wärme Ep = 378.218 + 27.696, Abfall Ew = 833.266, Zuschlagsbrennstoff Ef = 26.462 + 9.072 = 35.534, Importierte Energie Ei = 2.458, alle Angaben in MWh/a) ergeben sich für die

Bruttobetrachtung eine Energieeffizienz der MVR von 71 % und bei der Nettobetrachtung eine Energieeffizienz der MVR von 61 %.

Trotz der hohen Anstrengungen der MVR ist also die errechnete Energieeffizienz nur mittelmäßig. Die Ursache liegt in dem vergleichsweise hohen Entnahmedruck des Prozessdampfes von ca. 14 bar. Dadurch sinkt im Vergleich zu anderen Prozessen mit niedrigerem Entnahmedruck die Ausbeute an elektrischem Strom.

Die offenen Fragen müssen geklärt werden, um Rechtssicherheit zu schaffen. Die grundsätzliche Eignung der in der Abfallrahmenrichtlinie angeführten Formel zur Ermittlung der Energieeffizienz steht aber außer Frage. Anlagen wie die Müllverwertung MVR müssen auch künftig in der Lage sein, Abfälle zur energetischen Verwertung anzunehmen, um keinen Wettbewerbsnachteil zu erfahren und ökonomisch nicht ins Hintertreffen zu geraten.

4 Maßnahmen zur Verbesserung der Energieeffizienz

Bei der Bewertung von Energieeffizienz steigernden Maßnahmen muss man in der Abfallwirtschaft manchmal umdenken. In der Kraftwerkswirtschaft führen Effizienz steigernde Maßnahmen immer dazu, dass bei gleicher Nutzenergieproduktion weniger Brennstoff eingesetzt werden muss und damit eine Ergebnissesteigerung erzielt wird. In der Abfallwirtschaft kann eine Energieeffizienz steigernde Maßnahme dazu führen, dass bei gleicher Nutzenergieproduktion weniger Abfall verbrannt werden kann und das Betriebsergebnis damit insgesamt schlechter wird. Konkret bedeutet das: Seit Mitte des Jahres 2005 laufen die Müllverbrennungsanlagen wegen der Auswirkungen der TASi mit der höchstmöglichen Kesselleistung. Alle Maßnahmen zur Steigerung des Kesselwirkungsgrades sind seitdem nicht mehr zielführend, weil dadurch die verbrannte Müllmenge sinkt. Bei manchen Betreibern sind daher umgekehrt Überlegungen gewachsen, wie man den Kesselwirkungsgrad bewusst reduzieren kann, um den Mülldurchsatz zu steigern.

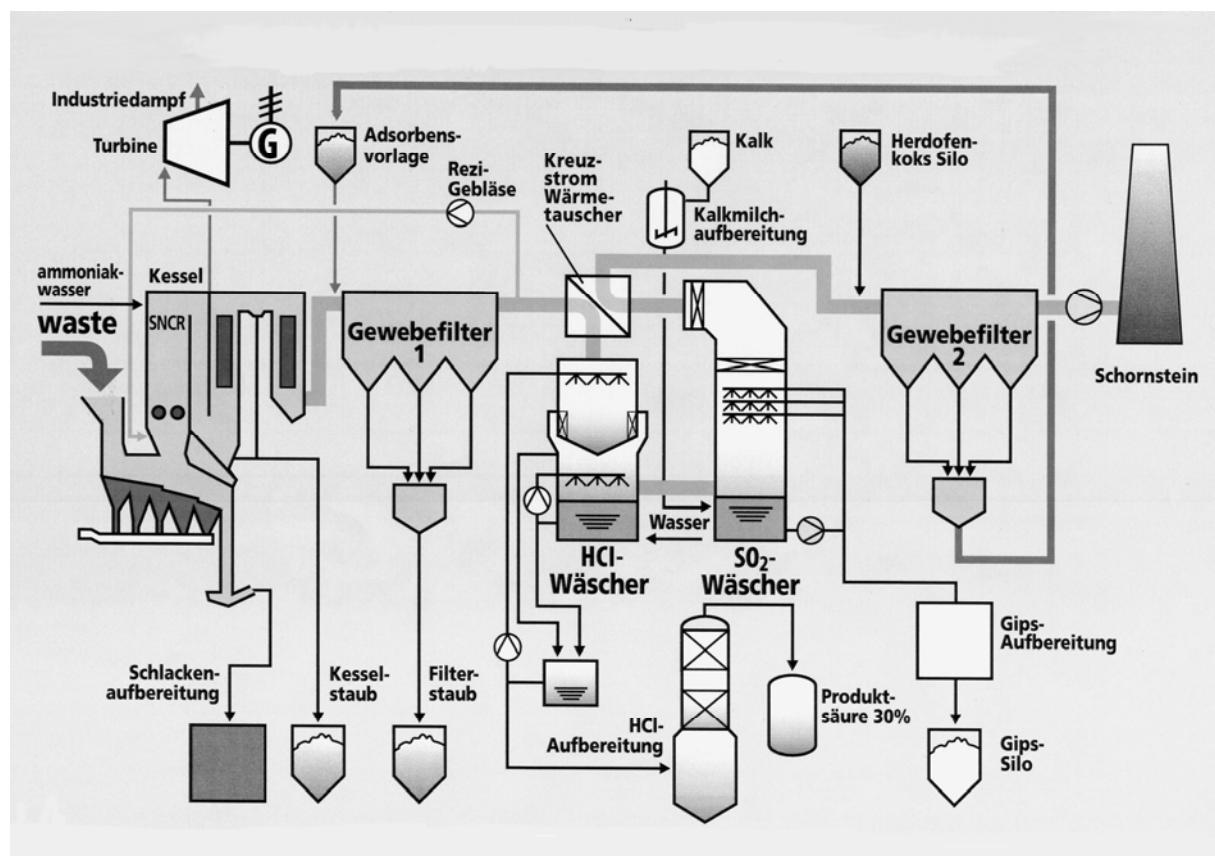


Abbildung 4: Verfahrensschema der MVR mit geplantem Kreuzstromwärmetauscher

Im Investitionsplan einer Müllverbrennungsanlage finden sich Verfügbarkeit steigernde Maßnahmen viel häufiger als Energieeffizienz steigernde Maßnahmen. Woran liegt das? Eine kurze Rechnung soll das erläutern. Bei der MVR setzen sich die Erlöse zu ca. 87 % aus der Abfallannahme und zu ca. 13 % aus dem Energieverkauf zusammen. Eine Maßnahme, die die Verfügbarkeit um 1 Prozent erhöht, hat danach

den gleichen Ergebniseffekt wie eine Steigerung der Energieeffizienz um ca. 7 Prozent (87 / 13), was ungleich schwerer zu bewerkstelligen ist.

Wie schwierig es manchmal ist, Energieeffizienz steigernde Maßnahmen unter Berücksichtigung ökonomischer Interessen umzusetzen, sei an einem – letztlich gescheiterten - Projekt der MVR aus dem Jahr 2004 dargestellt.

Es wurde damals untersucht, wie man durch Verringerung des Dampfeigenbedarfs der MVR zusätzliche Fernwärme aus dem Prozess auskoppeln kann. In den Abgasreinigungsanlagen der MVR müssen die Abgase nach den Wäschern von knapp 70 °C auf ca. 110 °C wieder aufgeheizt werden. Dieser Schritt ist notwendig, um den nachfolgenden Gewebefilter sicher betreiben zu können und Korrosionsvorgänge zu reduzieren. Dazu wird Prozessdampf eingesetzt. Die notwendige Energie könnte auch den Rauchgasen vor dem ersten Wäscher entzogen und auf die Abgase nach den Wäschern übertragen werden. Das errechnete Einsparpotential lag bei ca. 30.000 MWh/a. Bei einer notwendigen Investitionssumme von knapp 4 Mio. € war selbst bei einer in Aussicht gestellten Förderung des Projektes keine adäquate Verzinsung des eingesetzten Kapitals zu erzielen. Zudem konnte nicht ausgeschlossen werden, dass sich durch die geänderte Betriebsweise zusätzliche Probleme einstellen, die zu einer Verringerung der Verfügbarkeit geführt hätten. Das Projekt wurde daher nicht realisiert.

M. Faulstich, A. I. Urban, B. Bilitewski (Hrsg.)

**12. Fachtagung
Thermische Abfallbehandlung**

Wege zur Effizienzsteigerung bei der Abfallbehandlung

Michael Beckmann
Bauhaus-Universität Weimar

Schriftenreihe des
Fachgebietes Abfalltechnik
Universität Kassel

1 Zusammenfassung

An thermische Abfallbehandlungsanlagen werden heute in Bezug auf die Einhaltung von Emissionsgrenzwerten, die Entsorgungssicherheit, die Wirtschaftlichkeit, den sicheren Betrieb usw. sehr hohe Anforderungen gestellt und auch sicher erfüllt. Hierzu ist in der Vergangenheit eine Reihe von Forschungs- und Entwicklungsvorhaben z.B. im Hinblick auf Primärmaßnahmen zum Schadstoffabbau, zur Schlackequalitätsverbesserung und zur Korrosionsminderung durchgeführt worden. Ein Potenzial zur weiteren Verbesserung der Prozessführung ist dennoch vorhanden, insbesondere im Hinblick auf die Abstimmung der verschiedenen Optimierungsmaßnahmen zur Schadstoffminderung, zur Energieeffizienzsteigerung, zur Verringerung der Korrosion usw. untereinander.

In dem vorliegenden Beitrag steht die Effizienzsteigerung, d.h. Verbesserung des Wirkungsgrades, von Abfallverbrennungsanlagen im Vordergrund. Zu diesem Thema ist in den vergangenen Jahren eine Vielzahl von ausführlichen Berichten über verschiedene Maßnahmen zunächst zur Bestimmung und darüber hinaus zur Verbesserung der Effizienz erschienen. Mit Bezug auf diese Arbeiten wird hier ein Überblick über die verschiedenen Möglichkeiten gegeben. Dabei erfolgt eine Einordnung der Maßnahmen in solche, die im Sinne einer betrieblichen Optimierung bei bestehenden Anlagen und jene, die im Zusammenhang mit dem Neubau bzw. mit erheblichem Umbau erfolgen können. Zuvor wird jedoch auf die Beschreibung des Anlagen-Ist-Zustandes, die eine wesentliche Grundlage für die Optimierung darstellt, eingegangen.

2 Beschreibung des Anlagen-Ist-Zustandes

Für die betriebstechnische Überwachung des Anlagen-Ist-Zustandes steht in Abfallverbrennungsanlagen eine Vielzahl von Messwerten „online“ zur Verfügung (Emissionswerte, Dampfparameter, elektrische Leistungen usw.). Wesentliche Betriebsparameter für die Optimierung wie z.B. der Massenstrom und Heizwert des aktuell auf dem Rost verbrennenden Abfalls, Wirkungsgrade des Kessels und der Gesamtanlage, spezifischer Verbrauch von Betriebshilfsstoffen können allerdings nicht unmittelbar gemessen werden, sondern sind rechnerisch durch Bilanzen zu bestimmen. Bei Abfallverbrennungsanlagen wird die detaillierte und zeitnahe Bilanzierung dadurch erschwert, dass für eine geschlossene Bilanzierung teilweise Messwerte fehlen, dass in den einzelnen Anlagenabschnitten unterschiedliche Verweilzeiten auftreten und dass der Anlagenbetrieb ständigen Schwankungen unterworfen ist, bedingt durch die inhomogenen und zunehmend wechselhaften Eigenschaften der eingesetzten Abfälle. Die Kenntnis des Anlagen-Ist-Zustandes stellt für die Optimierung eine wichtige Grundlage dar. Der Anlagen-Ist-Zustand wird dabei von konstruktiven Parametern (Anlagentechnik) und von betrieblichen Parametern charakterisiert. Für die Verfüg-

barkeit der Betriebsparameter und damit für die Beschreibung des Anlagen-Ist-Zustandes ist es von Bedeutung, ob die Betriebsparameter unmittelbar als Betriebsmesswerte erfasst werden, oder ob hierfür zusätzliche Berechnungen und Messungen erforderlich sind.

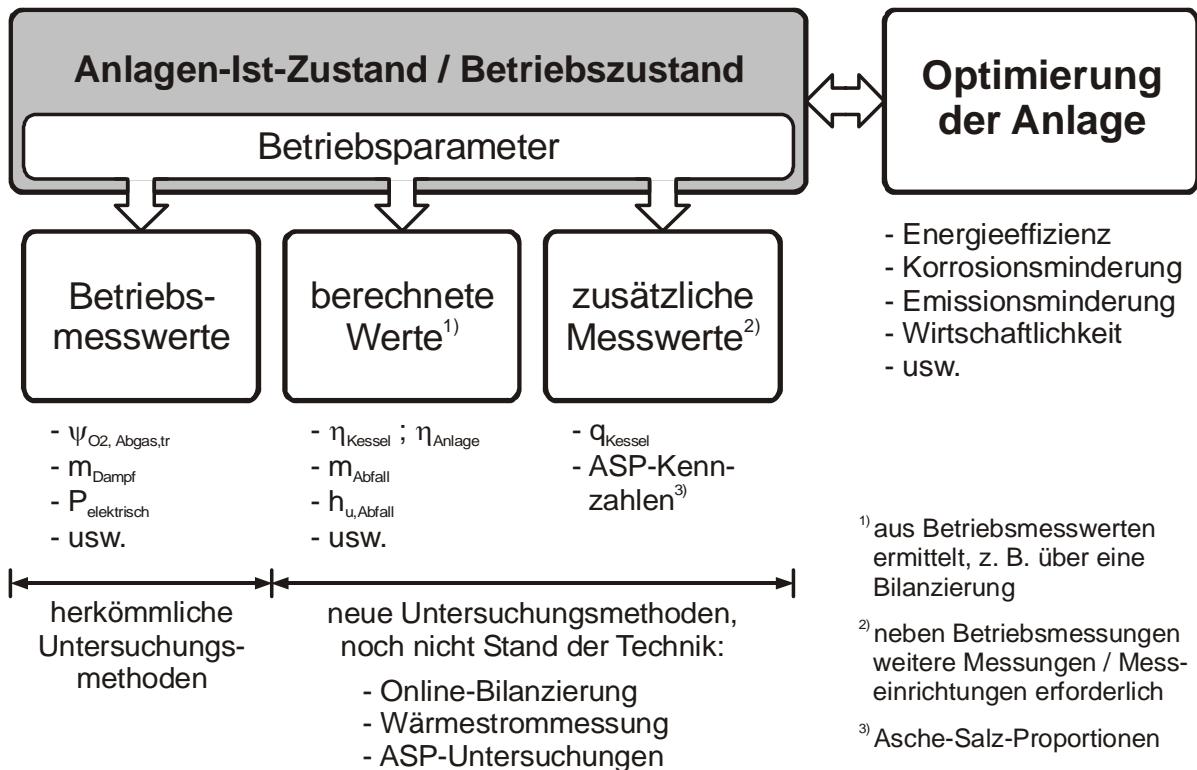


Abbildung 1: Beschreibung des Anlagen-Ist-Zustandes durch Betriebsparameter als Voraussetzung für die weitere Optimierung.

Klassische Betriebsmesswerte, die für die Regelung der Anlage, für den Nachweis der Einhaltung von Grenzwerten, für sicherheitstechnische Belange usw. wichtige Bedeutung haben, sind z.B. der O₂-Gehalt des Abgases, der Massenstrom des produzierten Frischdampfes und die abgegebene elektrische Leistung (Abbildung 1). Diese Messwerte können ohne weiteres erfasst und während des Anlagenbetriebes zeitnah dargestellt werden, lassen zum tatsächlichen Betriebszustand der Gesamtanlage – insbesondere zu den Prozessbedingungen im Dampferzeuger (Feststoffumsatz, Energiefreisetzung, Korrosion, Belagsbildung) – allerdings nur begrenzt Aussagen zu.

Weitere Betriebsparameter wie z.B. der Kesselwirkungsgrad, der Anlagenwirkungsgrad, der Massenstrom und der Heizwert des aktuell auf dem Rost verbrennenden Abfalls können nicht unmittelbar gemessen werden, lassen sich aber aus den Betriebsmesswerten rechnerisch ermitteln. Hierfür wurde ein so genanntes Online-Bilanzierungsprogramm entwickelt. Bei der Online-Bilanzierung werden das Gesamtverfahren in Verfahrensabschnitte und -bausteine aufgeteilt, an den einzelnen Teilbilanzräumen alle ein- und austretenden Ströme sowie die jeweiligen Messwerte ange-

tragen und auf Grundlage der an den verschiedenen Teilbilanzräumen verfügbaren Werte die unbekannten Werte bilanziert [Beckmann et al. 2005 a; Beckmann et al. 2005 c].

Die Korrosion und Belagsbildung im Dampferzeuger von Abfallverbrennungsanlagen kann nur mit Hilfe zusätzlicher Messungen neben den Betriebsmessungen beurteilt werden (neben den Betriebsmessungen, siehe Abbildung 1). Während des Betriebes können z.B. Untersuchungen zu den Asche-Salz-Proportionen (ASP) in den Flugstäuben im Rohgas und Wärmestrommessungen an den Membranverdampferwänden des Kessels durchgeführt werden. Erste Aussagen zum Korrosionsverhalten sind darüber hinaus auch mit Hilfe von Untersuchungen der Beläge im Kessel möglich (z.B. [Beckmann et al. 2005 b; Spiegel et al. 2005]).

Für die Gesamtoptimierung (Abbildung 1) von Abfallverbrennungsanlagen ist die Berücksichtigung herkömmlicher Untersuchungsmethoden auf Grundlage der Messwerte allein nicht ausreichend. Vielmehr müssen neue Untersuchungsmethoden (hier: ASP-Untersuchung, Wärmestrommessung, Online-Bilanzierung) für die umfassende Bewertung der jeweils vorliegenden Betriebszustände mit hinzugezogen werden.

3 Generelle Gesichtspunkte zur Erhöhung der Effizienz

Bei der Verbrennung von Abfällen geht es u.a. um die effiziente Umwandlung des Energieinhaltes (Heizwert) des Abfalls in andere Energieformen wie Energieinhalt von Wasserdampf (Wasserdampfenthalpie), elektrischen Strom, usw.. Zur Bewertung stehen als wichtigste Kennzahlen die verschiedenen Wirkungsgrade (z.B. Anlagen-, Netto-, Netto-Primärwirkungsgrad) zur Verfügung. Zunächst ist ein Wirkungsgrad η ganz allgemein das Verhältnis von Nutzen zu Aufwand

$$\eta = \frac{\text{Nutzen}}{\text{Aufwand}} = \frac{\text{Aufwand minus Verlust}}{\text{Aufwand}} = 1 - \frac{\text{Verlust}}{\text{Aufwand}}.$$

Als Aufwand zählen neben dem Energieinhalt des Abfalls zusätzlich die für den Betrieb der Anlage benötigten Energieströme, so z.B. Primärbrennstoffe als Stützbrennstoff und zur Wiederaufheizung von Abgasströmen, Dampf zur Wiederaufheizung und elektrische Energie für Antriebe usw. Nutzen sind üblicherweise die von einer Abfallverbrennungsanlage abgegebene thermische Energie in Form von Fernwärme und Prozessdampf sowie die elektrische Energie.

Zur Erhöhung der Energieeffizienz müssen – und das ist zunächst trivial – der Nutzen erhöht und der Aufwand vermindert werden. In Abbildung 2 sind Möglichkeiten zur Erhöhung der Gesamtenergieabgabe (Nutzen) in einer Übersicht dargestellt. Daraus ist zu erkennen, dass der Nutzen z.B. durch die Erhöhung der Abgabe ther-

mischer und elektrischer Energie verbessert und der Aufwand durch die Verminderung der extern bezogenen Energie vermindert werden können. Die Maßnahmen hierfür greifen häufig sehr komplex ineinander und sind auch im Zusammenhang mit anderen Randbedingungen, wie z.B. der Verfügbarkeit (insbesondere Korrosion) zu sehen. Eine Reihe von Maßnahmen lässt sich an bestehenden Anlagen unmittelbar ohne oder mit vertretbarem Aufwand bezüglich des Umbaus (z.B. zusätzliche Wärmeübertrager, Änderungen im Wasser-Dampfkreislauf) durchführen. Andere Maßnahmen hingegen erfordern erhebliche Änderungen im Anlagenkonzept. Vor diesem Hintergrund erscheint es bei der Diskussion der Maßnahmen im Einzelnen sinnvoll, eine Unterteilung der Maßnahmen vorzunehmen:

- die durch eine betriebliche Optimierung bei bestehenden Anlagen und
- die im Zusammenhang mit dem Neubau von Anlagen (Konzepte zur weiteren Untersuchung und Erprobung)

umgesetzt werden können. In beiden Fällen müssen die in Abbildung 2 dargestellten Möglichkeiten gründlich geprüft werden.

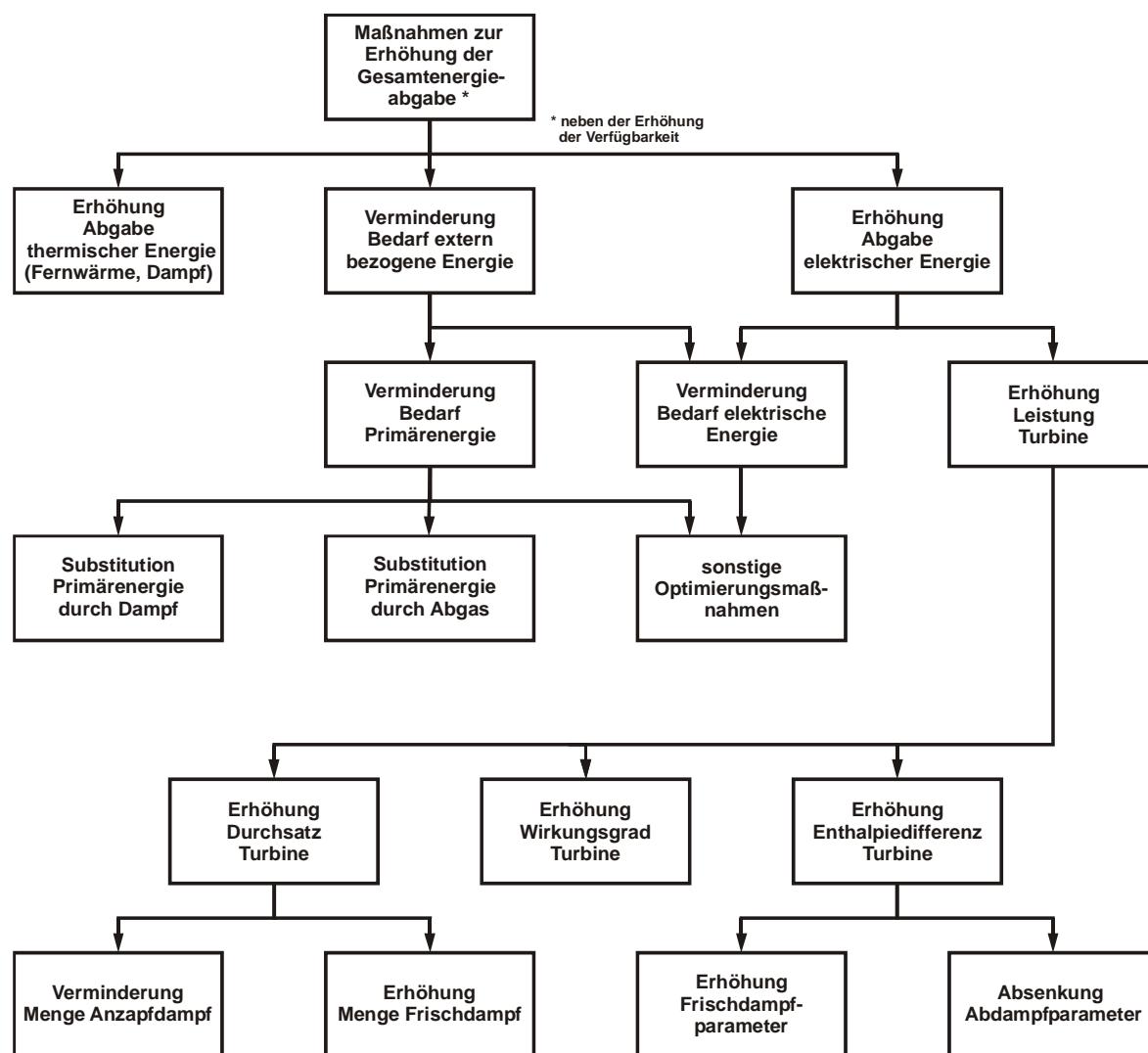


Abbildung 2: Möglichkeiten zur Erhöhung der Gesamtenergieabgabe in Abfallverbrennungsanlagen

4 Betriebliche Optimierung bestehender Anlagen

Bei der Frage nach dem Optimierungspotenzial bei bestehenden Anlagen bedarf es zunächst einer umfassenden Analyse des Ist-Zustandes. Dabei geht es um das Auffinden maßgeblicher Verbräuche des Eigenenergiebedarfes und nennenswerter Reserven bei der Energieumwandlung in Nutzenergie, zusammengefasst, der Verminderung der Verluste. Dies erfordert i.d.R. eine detaillierte Bilanzierung der Anlage, in Abhängigkeit von unterschiedlichen Anlagenzuständen (Last, Abfallzusammensetzung, Reisezeit usw.).

Im Folgenden werden mit Bezug auf Abbildung 2 einige Maßnahmen beispielhaft aufgezählt und bezüglich der detaillierten Darstellung jeweils auf das zugehörige Schrifttum verwiesen.

Die Erhöhung Abgabe thermischer Energie ist i.d.R. standortabhängig und wird weiter unten in Abschnitt 5 diskutiert. Bei bestehenden Anlagen sollte sofern möglich über die gezielte Anbindung von Nutzern von thermischer Energie (z.B. Klärschlammtröcknung) nachgedacht werden.

Bei Überlegungen zur Verminderung des Bedarfs extern bezogener Energie stellt.

- Die Substitution von Primärenergie z.B. durch Dampf oder durch Abgas (Wärmeverschiebysysteme, s.u.) bei der Wiederaufheizung der Abgase in der Abgasreinigung häufig eine wirkungsvolle Maßnahme dar [z.B. Barth 2004].
- Weiter ist die Absenkung der NOX-Betriebstemperaturen zu prüfen [z.B. Mutschke 2005].
- Durch die regelmäßige Kalibrierung der Kessel auf die Mindesttemperatur und Verweilzeit für den sauberen und verschmutzten Kessel lässt sich der Einsatz des Stützbrenners minimieren (auch die Absenkung der Mindestverweilzeit bei Nachweis der Gleichwertigkeit ist in Absprache mit der zuständigen Behörde zu prüfen).
- Die Verlängerung der Reisezeiten durch korrosionsmindernde Fahrweise (z.B. [Beckmann et al. 2006, Spiegel et al. 2005], Online-Kesselreinigung und Überwachung des Zustandes des Kessels durch zusätzliche Wärmestrommessung [Beckmann et al. 2005 b] führt zu einer Verringerung der Anzahl von An- und Abfahrvorgängen und somit zur Einsparung von Stützbrennstoff.
- usw.

Die Erhöhung der Abgabe elektrischer Energie lässt sich, wie Abbildung 2 zeigt, auf verschiedene Weise erreichen. Zunächst ist zu prüfen, ob sich Möglichkeiten zur

Verminderung des Bedarfs an elektrischer Energie¹ finden. Hier sind z.B. folgende zu nennen:

- frequenzgeregelte Motoren (z.B. Gebläse Luft, Abgas, Luftkondensator),
- Blindstrom-Kompensation,
- Absenkung der Luftzahl und damit Verminderung Förderleistung Luft- und Abgasstrom, diese Maßnahme trägt darüber hinaus ganz wesentlich zur Reduzierung des Abgasverlustes bei und ist z.B. in Verbindung mit einer Optimierung der Feuerungsleistungsregelung möglich [z.B. Papa et al. 2002],
- Optimierung des Druckluftnetzes,
- usw.

Darüber hinaus ist die Erhöhung der Abgabe elektrischer Energie (Abbildung 2) durch die Erhöhung der Leistung der Turbine, insbesondere durch die Substitution von Dampf durch Abwärme (Verminderung des Verlustes bei gleichzeitiger Steigerung des Nutzens) möglich. Dies kann z.B. durch

- Verringerung der Menge Anzapfdampf z.B. durch Wärmeverschiebesysteme (Wiederaufheizung Abgas) [z.B. Kins et al. 2003],
- Eco-Trick-Schaltung [Metschke 2005],
- den Ersatz von HD-Frischdampf durch Anzapfdampf,
- usw.

erfolgen.

Weiter sind bei einer betrieblichen Optimierung im Zusammenhang mit dem Pfad Erhöhung der Abgabe elektrischer Energie auch Maßnahmen zur Erhöhung der Enthalpiedifferenz der Turbine, speziell die Absenkung der Abdampfparameter zu untersuchen. Hierzu gehören insbesondere die

- Erhöhung der Leistung der Luftkondensatoren [Baumann et al. 2000, Metschke 1997], z.B. durch
 - Verbesserung der Steuerung,
 - Optimierung der Wärmeübertragung,
- Erhöhung der Endfeuchte (in Absprache mit dem Hersteller) des Abdampfes der Turbine [Beckmann et al. 2005 c],
- usw.

Als sonstige Optimierungsmaßnahmen sind zu nennen:

- Vergleichmäßigung der Verbrennungsbedingungen durch
 - Optimierung der Feuerungsleistungsregelung [z.B. Papa et al. 2002, Starke et al. 2005],

¹ Betrifft Anlagen mit Erzeugung elektrischer Energie, bei Anlagen mit ausschließlich Wärmeabgabe und damit Fremdbezug elektrischer Energie sind diese Maßnahmen selbstverständlich unter *Verminderung Bedarf extern bezogene Energie* einzuordnen.

- Verminderung von Schwankungen des Abfallheizwertes (z.B. Durchmischung im Bunker, verbesserte Abfallanlieferung; hier kann durch die Online-Bilanzierung eine zeitnahe Information bezüglich des aktuell verbrennenden Abfallmassenstromes und des zugehörigen Energieumsatzes bereit gestellt werden [Beckmann et al. 2005 a], durch die Wärmestromdichtemessung wird ein weiteres Signal zur Überwachung der Feuerlage, Kesselverschmutzung usw. zur Verfügung gestellt [Beckmann et al. 2005 b]),
- Verbesserung der Durchmischung in der Nachverbrennungszone [z.B. Krüger 1996],
- Luftvorwärmung,
- Speisewasservorwärmung (z.B. durch Einbeziehung wassergekühlter Roststäbe),
- Ausbrandverbesserung der Asche,
- Verminderung der Wärmeverluste allgemein (Kessel, Turbine usw.),
- Verminderung Druckverlust Abgasreinigung,
- usw.

Die Aufzählung ist beispielhaft und lässt sich sicher je nach Anlagenkonzept durch die eine oder andere Maßnahme ergänzen. Das ineinander greifen der Maßnahmen ist wie erwähnt häufig sehr komplex. Anhand der Darstellung in Abbildung 2 soll deutlich werden, dass man zum Auffinden von Verlusten und Reserven systematisch vorgehen sollte. Grundlage für die Untersuchung ist wie eingangs erwähnt eine detaillierte Bilanzierung. Ein Werkzeug, das die Bilanzierung des Ist-Zustandes im Betrieb und damit die Optimierung erleichtert, ist die so genannte Online-Bilanzierung [siehe Abschnitt 2, z.B. Beckmann et al. 2005 a, Beckmann et al. 2005 c, Zwahr 2002].

5 Neubau von Anlagen und Konzepte zur weiteren Untersuchung und Erprobung

Im Zusammenhang mit Verlusten wird „manchmal darüber geklagt“, dass Abfallverbrennungsanlagen häufig in ihrer Effizienz beeinträchtigt werden, weil sie wegen der Entsorgungspflicht ohne Rücksicht auf die nachgefragte Nutzenergie verbrennen (d.h. Energie umsetzen) müssen und dann folglich den Teil der bereitgestellten Nutzenergie, die vom Verbraucher nicht abgenommen wird, z.B. durch Kühler „über Dach“, d.h. als Verlust an die Umgebung abgeführt werden muss. Ein hohes Potenzial zur Steigerung der Effizienz ist daher im Zusammenhang mit der Erhöhung der Abgabe thermischer Energie (Abbildung 2) in Form von Fernwärme oder Prozessdampf zu sehen. Diese wichtige und hinsichtlich der Wirksamkeit gesicherte Möglichkeit ist im Zusammenhang mit der Standortwahl bei dem Neubau von Anlagen zu beachten.

Über die im voran stehenden Abschnitt hinaus genannten Möglichkeiten zur Verminderung des Bedarfs an extern bezogener Energie und auch zur Verminderung der Menge Anzapfdampf (Abbildung 2) sei im Zusammenhang mit dem Neubau von Anlagen auf die Rückgewinnung und Nutzung der im Abgas enthaltenen Energie (Niedertemperaturnutzung) [z.B. Kailbauer et al. 2004] hingewiesen.

Auf der Suche nach Wegen zur Effizienzsteigerung auf dem Pfad Erhöhung der Abgabe elektrischer Energie ergibt sich die Möglichkeit der Erhöhung der Frischdampfparameter (Abbildung 2). Bisher gibt es nur wenige Anlagen, bei denen gegenüber den üblichen Dampfparametern (40 bar, 400 °C) erhöhte Drücke und Temperaturen gefahren werden. Einen Überblick über bestehende Anlagenkonzepte mit erhöhten Dampfparametern, einschließlich der Möglichkeiten interner und externer Überhitzung, Zwischenüberhitzung usw. ist z.B. in [Schu et al. 2006] dargestellt. Gründe für die bisher begrenzte Umsetzung solcher Konzepte sind insbesondere im Zusammenhang mit Korrosionsrisiken und den zugehörigen Schutzmaßnahmen, der Anlagenverfügbarkeit und den Investitionskosten zu sehen. Daher bedarf es jeweils im Einzelfall einer gesonderten Gegenüberstellung der Aufwendungen und Erlöse.

Ein weiterer Beitrag zur Erhöhung der Energieeffizienz besteht bei der so genannten Vergasungs-Nachverbrennungsfahrweise durch die Verminderung des Luftüberschusses und der damit zusammenhängenden Absenkung des Abgasmassenstromes, d.h., der Verringerung des Abgasverlustes, der Reduzierung der Zusatzenergie für die Förderung der Verbrennungsluft und des Abgasstromes sowie für die Abgasreinigung [z.B. Beckmann 1995]. Dieses Konzept ist bisher nur im Pilotmaßstab erprobt und an kleineren Anlagen [z.B. Energos 2002] umgesetzt worden und bedarf daher in Bezug auf die Umsetzung noch eingehender Untersuchungen.

6 Literatur

- Barth, E.: Optimierung der Abfallverbrennung – Beispiel Abfallheizkraftwerk Augsburg. In: Thomé-Kozmiensky (Hrsg.): Optimierung der Abfallverbrennung 1. TK Verlag Thomé-Kozmiensky Neuruppin 2004, ISBN: 3-935317-16-6, S. 257-276.
- Baumann, P., Krüger, J.: Optimierung der Fahrweise für die Ventilatoren des Luftkondensators in der Müllverbrennungsanlage Schwandorf. In: Müllkraftwerk Schwandorf Betriebsgesellschaft mbH MSB. Jahresbericht 1998. 05/2000, S. 45-49.
- Beckmann, M.: Mathematische Modellierung und Versuche zur Prozessführung bei der Verbrennung und Vergasung in Rostsystemen zur thermischen Rückstandsbehandlung. CUTEC-Schriftenreihe 21, Clausthal-Zellerfeld, 1995.
- Beckmann, M., Horen, M., Metschke, J., Krüger, J., Papa, G., Englmaier, L., Busch, M.: Optimierung von Müllheizkraftwerken durch Einsatz eines Online-Bilanzierungsprogramms. erschienen in: Thomé-Kozmiensky, K. J., Beckmann, M. (Hrsg.): Optimierung der Abfallverbrennung 2. TK Verlag Thomé-Kozmiensky Neuruppin 2005 a, ISBN: 3-935317-19-0, S. 219-240.

- Beckmann, M., Krüger, S., Spiegel, W.: Charakterisierung und messtechnische Erfassung von betriebsspezifischen Wärmewiderständen an Membranverdampferwänden in Abfall- und Biomasseverbrennungsanlagen. erschienen in: Born, M. (Hrsg.): Dampferzeugerkorrosion. SAXONIA Standortentwicklungs- und -verwaltungsgesellschaft mbH. SIDAF-Tagung Freiberg, 27.-28.10.2005 b. ISBN: 3-934409-27-X, S. 273-288.
- Beckmann, M., Horen, H.: Möglichkeiten zur Optimierung von Müllverbrennungsanlagen durch Einsatz eines Online-Bilanzierungsprogramms. erschienen in: VDI Wissensforum IWB GmbH (Hrsg.): 22. Deutscher Flammentag - Verbrennung und Feuerungen. Tagung Braunschweig, 21. und 22. September 2005. VDI-Berichte Nr. 1888, VDI Verlag GmbH Düsseldorf 2005 c, ISBN: 3-18-091888-8, S. 643-652.
- Beckmann, M., Spiegel, W.: Optimierung von Abfallverbrennungsanlage. In: Thomé-Kozmiensky, K. J., Beckmann, M. (Hrsg.): Optimierung der Abfallverbrennung 3. TK Verlag Thomé-Kozmiensky Neuruppin 2006, ISBN: 3-935317-21-2, S. 209-264.
- Energos Deutschland: Dezentrale Heizkraftwerke für den Einsatz von Sekundärbrennstoffen. Werbeproschüre 2002 und www.energos-deutschland.de
- Kailbauer, F., Krämer, S., Priesmeier, U.: Schritte zur Wirkungsgradsteigerung bei MVA-Neuanlagen. In: Thomé-Kozmiensky, K. J. (Hrsg.): Optimierung der Abfallverbrennung 1. TK Verlag Thomé-Kozmiensky Neuruppin 2004, ISBN: 3-935317-16-6, S. 237-246.
- Kins, M., Zwahr, H.: Perspektiven für die Verbesserung des Nutzungsgrades von Müllverbrennungsanlagen. In: Thomé-Kozmiensky, K. J. (Hrsg.): Optimierungspotenzial der Abfallverbrennung. TK Verlag Thomé-Kozmiensky Neuruppin 2003, ISBN: 3-935317-13-1, S. 181-197.
- Krüger, J.: Reduktion der Schadstoffemissionen einer Müllverbrennungsanlage durch Ersatz von Dampf im Überschallbereich in der Feuerung. VGB Kraftwerkstechnik, 76. Jahrgang, Heft 2, 1996, S. 134-138.
- Metschke, J.: Untersuchung der Zusammenhänge zwischen Luftkondensator und Turbine. In: Müllkraftwerk Schwandorf Betriebsgesellschaft mbH MSB. Jahresbericht 1997. 04/1998, S. 42-43.
- Metschke, J.: Kostenoptimierung bei thermischen Abfallbehandlungsanlagen. In: Thomé-Kozmiensky, K. J., Beckmann, M. (Hrsg.): Optimierung der Abfallverbrennung 2. TK Verlag Thomé-Kozmiensky Neuruppin 2005, ISBN: 3-935317-19-0, S. 301-322.
- Papa, G., Lenz, B.: Ertüchtigung der Feuerungsleistungsregelung gemäß dem aktuellen Stand der Technik im MHW Coburg. In: Beckmann, M. (Hrsg.): 13. DVV Kolloquium „Thermische Verfahren der Abfallbehandlung – Entwicklungen, Optimierung, Bewertung“, 23./24.09.2002 Weimar, ISBN 3-86068-176-1.
- Schu, R., Born, M.: Erhöhung der Energieeffizienz bei Abfallverbrennungsanlagen durch Prozessführung und Anlagenschaltung. In: Thomé-Kozmiensky, K.J., Beckmann, M. (Hrsg.): Optimierung der Abfallverbrennung 3. TK-Verlag, Neuruppin, 2006, ISBN 3-935317-21-2. S. 283- 326.
- Spiegel, W., Metschke, J., Müller, W., Magel, G., Gruber, K.: Systematisierung und Bewertung von Maßnahmen zur Korrosionsminderung in der betrieblichen Praxis von MVA mittels partikel-förmiger Rauchgasbestandteile. Abschlussbericht 2005, erstellt für das Bayerische Staatsministerium für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz.
- Starke, M. et al: Modellprädiktative Führungsregelung zur Verschmutzungsminderung – Konzept und Betriebserfahrungen. 22. Deutscher Flammentag – Verbrennung und Feuerungen. VDI-Berichte Nr. 1888, VDI Verlag GmbH Düsseldorf 2005, ISBN: 3-18-091888-8, S. 333-340.

Zwahr, H.: Kontinuierliches Monitoring der Energieflüsse in einer MVA. erschienen in: VDI-Wissensforum (Hrsg.): BAT- und preisorientierte Dioxin-/Rauchgasreinigungs-techniken 2002 für Verbrennungs- und Feuerungsanlagen. VDI-Seminar 435914, 19./20. September München.

M. Faulstich, A. I. Urban, B. Bilitewski (Hrsg.)

**12. Fachtagung
Thermische Abfallbehandlung**

Ist die MBA gescheitert?

Prof. Dr.-Ing. Bernd Bilitewski
TU Dresden

Schriftenreihe des
Fachgebietes Abfalltechnik
Universität Kassel

1 Einleitung

Im Jahre 1988 wurde die Intecus GmbH vom Landkreis Marburg-Biedenkopf beauftragt, die erste moderne mechanisch-biologische Anlage in Deutschland zu entwerfen und in ihrer Genehmigungsplanung zusammen mit einer Deponie genehmigen zu lassen. Diese Anlage ist in einem Schaltbild in der Abbildung 1 dargestellt.

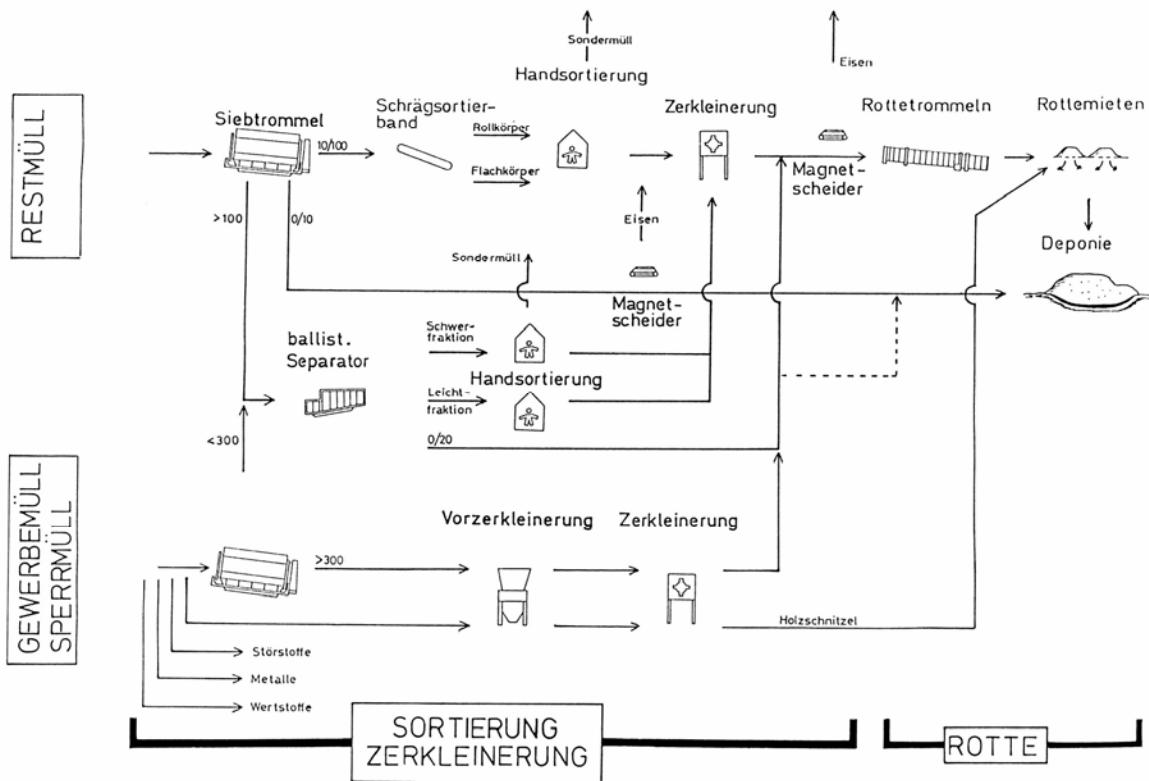


Abbildung 1: Maschinenstammbaum zum Entwurf der ersten deutschen MBA in Marburg-Biedenkopf 1988 [Intecus 1988]

Gemäß der Planung sollte diese mechanisch-biologische Anlage als Vorschaltanlage vor der Deponie fungieren und die von der politischen Opposition geforderte Müllverbrennungsanlage abwehren. Ein wichtiges Ziel war die Reduktion der Masse und der Inertisierung des einzubauenden Materials. Bei der Beurteilung der Anlage spielte die Massenbilanzierung eine wichtige Rolle, die in Abbildung 2 dargestellt ist.

Gemäß der Planungsunterlagen und der in Abbildung 2 dargestellten Masse wird deutlich, dass die Deponie in Wirklichkeit sehr marginal entlastet wird bezogen auf die Masse.

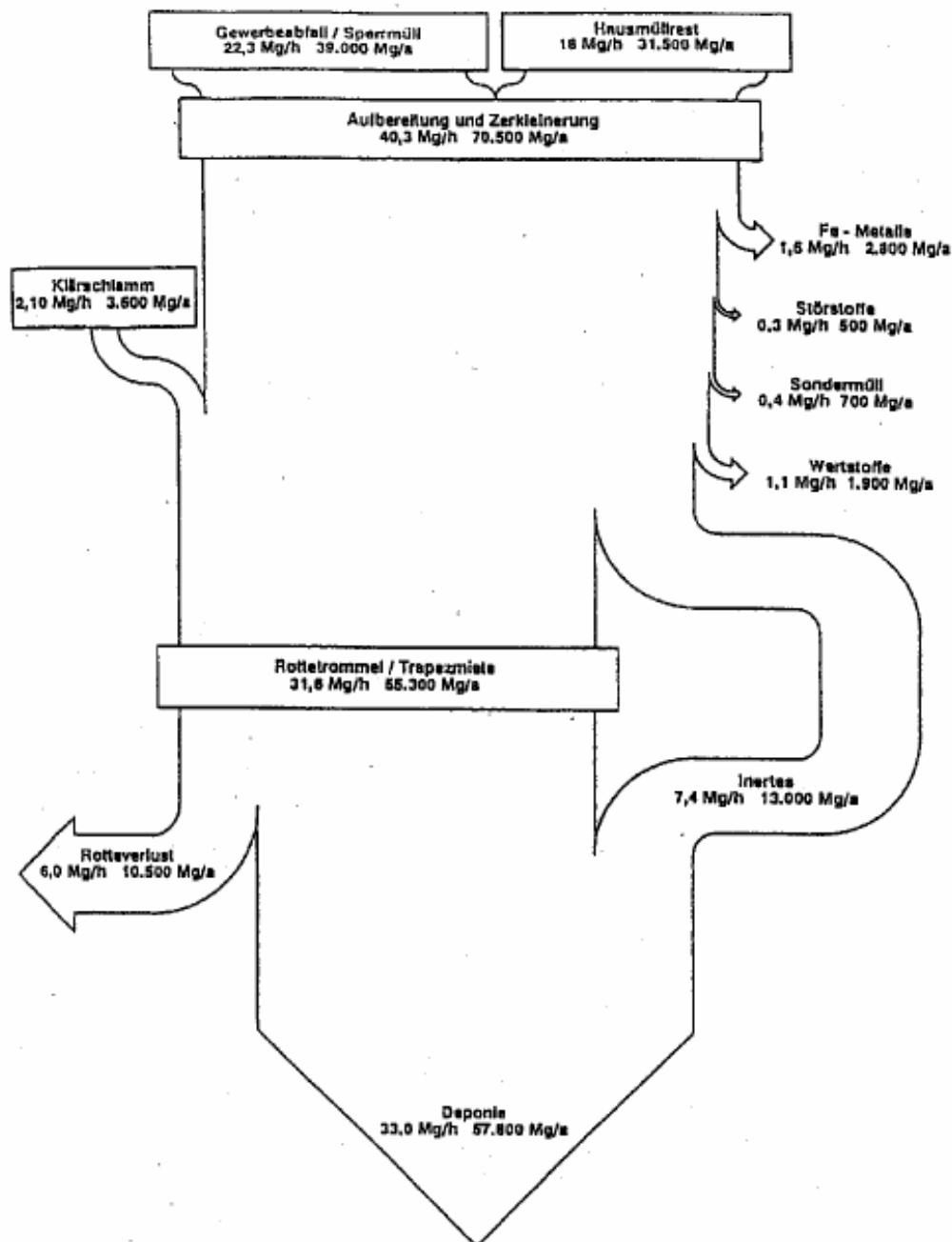


Abbildung 2: Entwurf der Massenbilanz der MBA in Marburg-Biedenkopf [Bilitewski 1994]

Als Gutachter und Planer wurde von mir vorgeschlagen, die heizwertreiche Fraktion aus dem Rest-, Gewerbe- und Sperrmüll abzutrennen und als Brennstoff einzusetzen. Eine thermische Nutzung selbst von Holz wurde aber politische verworfen.

2 Die Ziele der modernen MBA und deren Umsetzung

Mit der sich entwickelnden Gesetzgebung werden die Ziele der modernen MBA eindeutig definiert. Dadurch entstehen in der Regel eine heizwertreiche Fraktion und

eine Deponiefraktion mit entsprechenden Anforderungen für die Ablagerung. Bereits die Planung der ersten modernen bundesdeutschen MBA in Marburg-Biedenkopf hat gezeigt, dass die Ergebnisse für die Deponie nur sehr mangelhaft im Vergleich zu den Ergebnissen einer Müllverbrennungsanlage sind. Die Kostenvorteile der MBA in der Vergangenheit beruhen in erster Linie darauf, dass die abzulagernde Fraktion ca. 60-70 % des Output ausmachten und auf der Deponie relativ preiswert abgelagert werden konnten.

Mit der neuen Gesetzgebung sind die Anforderungen an das abzulagernde Material sehr viel schärfer geworden, so dass dieses Deponat nicht mit einer einfachen Rotte hergestellt werden kann.

Inzwischen sind ca. 60 MBA's mit einer Verarbeitungskapazität von ca. 6,4 Mio. t/a installiert worden. Obwohl in entsprechenden wissenschaftlichen Verbundvorhaben die Ablagerungsfähigkeit des MBA-Deponats untersucht worden ist, konnten keine zuverlässigen Messmethoden zur Bestimmung über die Einhaltung der Einbauqualitäten erarbeiten werden. Bereits in BMBF-Verbundprojekten konnte festgestellt werden, dass die Korrelation zwischen AT4 zu TOCEluat eine sehr mäßige Korrelation aufzeigt. Aus diesem Grund wurden vom BWK-Arbeitskreis, dem fast alle Abfallprofessoren angehörten, der Politik sehr vorsichtige Werte für die Kontrolle für MBA's vorgeschlagen. Die Politik hat sich an diese Empfehlung nicht gehalten, sondern die Werte entsprechend verschärft und in die Abfall (AbfAblV) eingebaut.

Erst die Praxis hat erwiesen, dass vor allem der TOCEluat bei ca. 90 % der Anlagen die zulässigen Werte von 250 mg/l TOCEluat nicht erreichen. Daher wurde dieser Wert zum 01.2.2007 auf 300 mg angehoben und die Werte für den Austrag in der Nachrotte 80.-Perzentil auf 600 mg gegenüber vorher 300 mg angehoben. Diese Anhebung ist sicherlich auch der Tatsache geschuldet, dass aus den Ringversuchen mit verschiedenen Laboren eine Streubreite von $\pm 100\%$ auf der Basis von gleichem Analysematerial erfolgte.

Ein weiterer Punkt ist das heizwertreiche Material aus der MBA. Die heizwertreiche Fraktion wurde und wird von vielen mechanisch-biologischen Anlagen ohne Konzept hergestellt. Wie die Untersuchungen von Frau Dr. Eckhardt [Eckhardt 2005] gezeigt haben, wird weitgehend am Bedarf und den Einsatzmöglichkeiten von thermischen Anlagen vorbei produziert. Daher ist es nicht verwunderlich, dass Kraftwerke auf Steinkohlenbasis, aber auch Braunkohlekraftwerke sehr zögerlich den Einsatz von Sekundärbrennstoff aus der MBA vornehmen. Es wurde über viele Jahre von den MBA-Betreibern ignoriert, dass die brennstofftechnischen Parameter wie Stückigkeit, Aschegehalt, Chlor etc. für den Einsatz von Bedeutung sind.

Mit der Illusion, dass dieser Brennstoff einen größeren positiven Geldbetrag liefern kann, wurde ein realistisches Szenario verhindert. Bereits in den 80iger Jahren war als Lösung herausgearbeitet worden, dass Sekundärbrennstoffe in dafür entwickelte

Anlagen möglichst kombiniert mit Industrieanlagen mit hoher Dampfnutzung eingesetzt werden sollten. Daher sind entsprechend große Übermengen auf dem Markt entstanden, die nur mit großen Zuzahlungen untergebracht werden können.

Die mechanisch-biologischen Anlagen sind mit der Aufbereitung, Ablagerung bzw. Verbrennung der Produkte in den Kosten mit einer Verbrennungsanlage vergleichbar. Die Ergebnisse zeigen, dass dies auch weiterhin so bleiben wird.

3 Zusammenfassung

Die mechanisch-biologische Anlage ist mit den angetretenen Zielen weitgehend gescheitert. Sie ist nicht billiger als die Verbrennung, sie ist auch nicht umweltfreundlicher als die Verbrennung und sie löst das Deponieproblem nicht nachhaltig.

Man muss natürlich eingestehen, dass die MBA gegenüber einer Restabfalldeponie einen Vorteil darstellt, aber im Vergleich zur Restmüllverbrennung weit hinter deren Möglichkeiten zurück geblieben ist. Die Entwicklung und der Bau von MBA's waren weitgehend der Politik als Abwehr gegen die MVA geschuldet, die nicht mit der wissenschaftlichen Logik an das Problem herangegangen ist.

Probleme mit nicht funktionierenden Anlagen, nicht erfüllten Ablagerungskriterien und hohen Zuzahlungen für den Sekundärbrennstoff werden in den nächsten Jahren den Landkreisen und Städten, die sich auf diese Technik eingelassen haben, noch sehr viel Geld kosten.

4 Literatur

Bilitewski, B., Härdtle, G., Marek, K.: Abfallwirtschaft: Eine Einführung, 2. Auflage, Springer Verlag, 1994

Eckardt, S. (Dissertation): Anforderungen an die Aufbereitung von Siedlungs- und Produktionsabfällen zu Ersatzbrennstoffen für die thermische Nutzung in Kraftwerken und industriellen Feuerungsanlagen. Beiträge zu Abfallwirtschaft und Altlasten, Band 41, Schriftenreihe des Institutes für Abfallwirtschaft und Altlasten, TU Dresden 2005.

Intecus Planungsunterlagen für die Genehmigung einer MBA in Marburg-Biedenkopf 1988

M. Faulstich, A. I. Urban, B. Bilitewski (Hrsg.)

**12. Fachtagung
Thermische Abfallbehandlung**

Rückstände aus verschiedenen Verbrennungsanlagen

Dipl.-Ing. Hans-Peter Reichenberger
Dr. Mario Mocker
Dr.-Ing. Peter Quicker
Prof. Dr.-Ing. Martin Faulstich
ATZ Entwicklungszentrum, Sulzbach-Rosenberg

Schriftenreihe des
Fachgebietes Abfalltechnik
Universität Kassel

1 Einleitung

Die thermische Nutzung von Festbrennstoffen wird heute in Deutschland im Wesentlichen in Kohlekraftwerken, industriellen Energieversorgungsanlagen, Müll- und EBS-Verbrennungsanlagen, Biomasseheiz(kraft)werken, Klärschlammverbrennungsanlagen sowie Zement- und Kalkwerken praktiziert. Dabei fallen Rückstände in größeren Mengen an, die lediglich bei den beiden letztgenannten Anlagenarten unmittelbar in die Produkte eingebunden werden. Bei diesen Rückständen handelt es sich um Feuerraumaschen, Filterstäube, Flug- und Kesselaschen sowie die Produkte der Abgasreinigung. Je nach eingesetztem Brennstoff sowie verwendetem Verbrennungs- und Rauchgasreinigungsverfahren sind die Rückstände sehr unterschiedlich zusammengesetzt. Es gilt daher im Einzelfall ihre Umweltverträglichkeit zu prüfen und sie anschließend dem jeweils optimalen Entsorgungsweg zu zuführen.

Im Folgenden werden die Mengen, die Eigenschaften und die Entsorgungswege der jährlich in der Bundesrepublik anfallenden Rückstände aufgeführt. Stehen bei den Rückstandsmengen aus der Verbrennung von Abfall, Kohle und Klärschlamm ausreichend belastbare Daten zur Verfügung, so mussten für den Fall der thermischen Biomasseverwertung Abschätzungen getroffen bzw. Hochrechnungen durchgeführt werden.

2 Rückstandsmengen

2.1 Müllverbrennung

Im Jahre 2005 wurden in Deutschland etwa 16,5 Mio. Mg an Abfällen in 67 Müllverbrennungsanlagen verbrannt. Dabei fielen etwa 4,1 Mio. Mg an Rohschlacken und ca. 650.000 Mg an Filterstäuben an [CEWEP 2006]. In der angegebenen Zahl der Filterstäube sind offensichtlich auch die Reaktionsprodukte aus der Rauchgasreinigung enthalten, da die bei einer Tonne Abfall anfallende gesamte Rückstandsmenge maximal 50 kg betragen dürfte. Die Verwertungsquote der Rohschlacken betrug 86% [CEWEP 2006]. Aus der Rohschlacke wurden zudem etwa 330.000 Mg an Schrottteilen abgetrennt [Vehlow 2007].

2.2 Kohleverbrennung

Die installierte Leistung der deutschen Kohlekraftwerke lag im Jahr 2004 bei 140.551 MWth. Davon entfielen etwa 54% auf Steinkohlekraftwerke. Rund 52 Mio. Mg/a Steinkohle und 173 Mio. Mg/a Braunkohle wurden zur Energieerzeugung eingesetzt. Insgesamt fielen dabei 26,25 Mio. Mg/a an Rückständen an, die zu fast 100% einer Verwertung zugeführt werden konnten [Puch 2007]. In der nachfolgen-

den Tabelle 1 sind die Mengen der anfallenden Rückstände aufgegliedert. Der Anteil der Flugaschen am Gesamtaufkommen liegt bei knapp 50%. In den angegebenen Aschemengen sind auch die mineralischen Anteile der zur Mitverbrennung eingebrachten Klärschlämme enthalten [Steier 2006: 9-20]. Im Jahr 2003 wurden in der Bundesrepublik 310.000 Mg an Klärschlamm trockenmasse in Kohlekraftwerken mitverbrannt, wobei ökonomische Überlegungen derzeit einen weiteren Ausbau dieser Mitverbrennungskapazitäten wahrscheinlich erscheinen lassen [Quicker 2004: 422–442]. Dies würde zu einem leichten Anstieg bei den Rückstandsmengen führen.

Die aus den Steinkohlekraftwerken stammenden Rückstände werden überwiegend in der Bauindustrie verwertet, während die Rückstände aus Braunkohlefeuerungen – mit Ausnahme von Gips aus Rauchgasentschwefelungsanlagen – meist zur Verfüllung von Abbaustätten des Tagebaus verwendet werden.

Tabelle 1: Aufkommen und Verwertung von Rückständen und Nebenprodukten aus kohlebefeuerten Kraftwerken in Deutschland im Jahr 2004 [Puch 2007]

	Steinkohle		Braunkohle		
	Aufkommen	Verwertung	Aufkommen	Verwertung	
Kapazität in MW _{th}	76.240		64.311		
verfeuerte Kohle [Mio. Mg]	52		173		
Nebenprodukt	Aufkommen	Verwertung	Aufkommen	Verwertung	
	[Mio. Mg]	[%]	[Mio. Mg]	Tagebau [%]	sonstige [%]
Schmelzkammergranulat	1,95	100	-	-	-
Kesselasche	0,56	94	1,72	87	13
Flugasche	4,45	99	8,72	96	4
Wirbelschichtasche	0,44	100	0,27	87	13
REA-Gips 1)	1,93	100	5,73	13	87
SAV-Produkt 2)	0,28	100	-	-	-
andere Nebenprodukte	<0,1	100	0,1	0	100
Gesamt	9,71	99	16,54	62	38

- 1) Gips aus Rauchgas-Entschwefelungsanlagen
2) Reaktionsprodukt aus dem Sprühabsorptionsverfahren

2.3 Klärschlammverbrennung

Die thermische Verwertung von Klärschlämmen wird heute überwiegend in Kohlekraftwerken und Monoverbrennungsanlagen praktiziert, geringere Mengen werden in Müllverbrennungsanlagen und Zementwerken entsorgt. Für die Ermittlung der Aschemengen wird nachfolgend allerdings nur die Monoverbrennung betrachtet, da nur bei diesem Verwertungsweg reine Klärschlammmaschen anfallen. Rückstände aus der Mitverbrennung sind bereits im Bereich der Kohlekraftwerke mitbilanziert.

Bei einer vorhandenen Verbrennungskapazität von etwa 550.000 Mg TS/a werden derzeit bundesweit etwa 418.000 Mg TS/a Klärschlamm in Monoverbrennungsanlagen entsorgt [Hanßen 2005: 1126–133]. Dabei fielen im Jahr 2004 Rückstände von insgesamt 242.608 Mg an, deren Herkunft in Tabelle 2 wiedergegeben ist [Destatis 2007].

Tabelle 2: Abfälle aus Klärschlammmonoverbrennungsanlagen in Deutschland im Jahr 2004
[Destatis 2007]

Abfälle	Anlagen	[Mg]
Insgesamt	19	242.608
darunter		
Filterstaub der gefährliche Stoffe enthält	8	125.634
Rost- und Kesselasche sowie Schlacken	10	68.678
Feste Abfälle aus der Abgasbehandlung	6	2.843
Sonstige		45.453

2.4 Biomasseverbrennung

Zur Ermittlung der in Biomasse- und Holzfeuerungsanlagen jährlich anfallenden Rückstände wurden Abschätzungen auf der Grundlage derzeit verfügbarer Datenerhebungen getroffen. Für die Ermittlung der Aschemengen wurden zwei Studien von Mantau heran gezogen, die auf einer vergleichsweise aktuellen Datenbasis beruhen [Mantau 2004: IV-107–IV126, Mantau 2006]. In diesen Studien wird der jährliche Brennstoffeinsatz für Biomasseanlagen ermittelt. Dabei wird zwischen den Kategorien Biomasseanlagen > 1 MW_{th} (Großanlagen), gewerblich und privat genutzten Biomasseanlagen im Bereich 15 kW_{th} bis 1 MW_{th} (Kleinanlagen) und Hausbrand unterschieden. Für jede Kategorie sind die prozentualen Anteile der eingesetzten Brennstoffsortimente inklusive Wassergehalt und die verbrauchten Jahresmengen in Tabelle 3 angegeben. Die Brennstoffverteilungen bei privaten Kleinanlagen und beim Hausbrand wurden nach eigenen Abschätzungen getroffen. Es wurde angenommen, dass in Privathaushalten die Brennstoffsortimente Altholz, Rinde, Sägenebenprodukte und Grünschnitt – wenn überhaupt – nur in sehr geringem Umfang verfeuert werden. Dem gegenüber wurde den Waldholzbrennstoffen aufgrund der Privatwaldnutzung eine größere Bedeutung zugemessen. Weiterhin wurde angenommen, dass gegenüber dem Privatbereich bei den gewerblichen Kleinanlagen aus wirtschaftlichen Gesichtspunkten mit längeren Jahresbetriebszeiten gerechnet werden kann und hinsichtlich der Wärmeversorgung eine flexiblere Wärmeabnahme möglich ist. Daher wurde festgelegt, dass in den gewerblichen Kleinanlagen rund 75% der luftgetrockneten Brennstoffgesamtmenge des Kleinanlagenbereichs genutzt wird [Reichenberger 2005: 327–344].

Tabelle 3: Brennstoffnutzung von Biomasseanlagen in Deutschland, Erhebungszeitraum 2002 bis 2004

Brennstoffart	Wassergehalt 1) [%]	Biomasseanlagen > 1 MW _{th} (Großanlagen) 2) [%]	Biomasseanlagen 15 kW _{th} - 1 MW _{th} (Kleinanlagen)		Hausbrand 5) [%]
			Privat 3) [%]	Gewerbe 4) [%]	
Altholz	19,6	42,6	-	7,5	-
Industrie-Restholz	17,2	19,9	5,0	5,0	10,0
Rinde	48,1	7,4	-	0,2	-
Sägenebenprodukte	38,5	12,4	15,3	15,3	-
Grünschnitt	45,9	2,3	12,0	12,0	-
sonst. Holz-Biomasse	43,1	6,2	4,0	4,0	9,0
Wald-Restholz	43,6	6,3	59,2	51,5	50,0
andere Biomasse 6)	30,4	0,7	1,0	1,0	1,0
Wald-Industrieholz	36,4	2,2	-	-	20,0
Energieholz/Pellets 7)	12,0	-	3,5	3,5	10,0
Brennstoffmenge		7.799.442 [t lutro]	753.750 [t lutro]	2.261.250 [t lutro]	12.500.000 [Fm]

- 1) und 2) Anteile nach [Mantau 2006]
- 3) Anteile abgeschätzt nach [Reichenberger 2005: 327–344]
- 4) Anteile nach [Mantau, 2004: IV-107–IV126]
- 5) Anteile abgeschätzt nach [Reichenberger 2005: 327–344]
- 6) nach [Mantau 2006]: der Wassergehalt des Sortiments „andere Biomasse“ wurde als Mittelwert aus den Wassergehalten der übrigen Brennstoffsortimente gebildet
- 7) Im Bereich der Großanlagen beträgt der Anteil nach [Mantau 2006] <0,1% und wurde somit nicht berücksichtigt

Tabelle 4: Brennstoffmengen von Biomasseanlagen in Deutschland, Erhebungszeitraum 2002 bis 2004

Brennstoffart	Aschegehalt bez. auf TS 1) [%]	Biomasseanlagen > 1 MW _{th} (Großanlagen) [Mg TS]	Biomasseanlagen 15 kW _{th} - 1 MW _{th} (Kleinanlagen)		Hausbrand [Mg TS]
			Privat [Mg TS]	Gewerbe [Mg TS]	
Altholz	9,0	2.671.340	-	136.353	-
Industrie-Restholz	0,5	1.285.130	31.205	93.616	609.756
Rinde	5,0	299.545	-	2.347	-
Sägenebenprodukte	1,0	594.785	70.924	212.772	-
Grünschnitt	1,0	97.048	48.933	146.800	-
sonst. Holz-Biomasse	1,0	275.149	17.155	51.466	548.780
Wald-Restholz	1,0	277.130	251.668	656.803	3.048.780
andere Biomasse	6,5	37.999	5.246	15.738	60.976
Wald-Industrieholz	1,0	109.130	-	-	1.219.512
Energieholz/Pellets	0,5	-	23.216	69.647	609.756
Brennstoffmenge		5.647.256	448.348	1.385.542	6.097.561

- 1) modifiziert nach [Marutzky 2003: 183-196 und Obernberger 2001: 412-426]

Für die Berechnung der Aschefraktionen wurden die bei Mantau angegebenen Holzmassen von t_{lutro} in Mg TS umgerechnet. Dazu werden die in Tabelle 4 angege-

benen Wassergehalte verwendet. Für den Hausbrand erfolgt die Umrechnung mit der Verwendung des Faktors 2,05 [Mantau 2004: IV-107–IV126]. In Tabelle 4 sind die umgerechneten Brennstoffmengen dargestellt. Zusätzlich werden die durchschnittlichen Aschegehalte der Brennstoffsortimente angegeben, die aus [Marutzky 2003: 183–196] und [Obernberger 2001: 412–426] zusammengefasst und modifiziert wurden.

Bundesweit wurde jährlich eine Gesamtmenge von 13.578.707 Mg TS an Biomasse verbrannt. In Großanlagen wurden davon knapp 42%, in den privaten Kleinanlagen 3% und in den gewerblichen Kleinanlagen 10% thermisch genutzt. Die größte Brennstoffmenge wurde mit 6.097.561 Mg TS/a im Hausbrand verwertet (45%).

Auf Basis der angegebenen Aschegehalte lassen sich die jährlich anfallenden Aschemengen einfach berechnen. Sie sind in der nachfolgenden Tabelle 5 dargestellt. Insgesamt fallen deutschlandweit jährlich 365.465 Mg Biomasseaschen an – etwa 1.000 Mg pro Tag. 76% des Ascheaufkommens entsteht im Bereich der Großanlagen >1MW_{th}. Der größte Anteil mit insgesamt 252.693 Mg/a stammt von der Fraktion der Altholzaschen. Ihr Anteil am Gesamtaufkommen liegt bei knapp 70%. Erst mit deutlichem Abstand folgen mengenmäßig die Aschenrückstände der restlichen Brennstoffsortimente, wie beispielsweise Wald-Restholz und Rinde.

Tabelle 5: Anfallende Aschemengen in Biomasseverbrennungsanlagen

Brennstoffart	Biomasseanlagen > 1 MW _{th} (Großanlagen)	Biomasseanlagen 15 kW _{th} - 1 MW _{th} (Kleinanlagen)		Hausbrand
		Privat [Mg]	Gewerbe [Mg]	
Altholz	240.421	-	12.272	-
Industrie-Restholz	6.426	156	468	3.049
Rinde	14.977	-	117	-
Sägenebenprodukte	5.948	709	2.128	-
Grünschnitt	970	489	1.468	-
sonst. Holz-Biomasse	2.751	172	515	5.488
Wald-Restholz	2.771	2.517	6.568	30.488
andere Biomasse	2.470	341	1.023	3.963
Wald-Industrieholz	1.091	-	-	12.195
Energieholz/Pellets	-	116	348	3.049
Gesamte Aschemenge	277.826	4.500	24.907	58.232

Die Ergebnisse dieser Abschätzungen liegen mit großer Wahrscheinlichkeit unterhalb der tatsächlichen Anfallmengen, da die verwendeten Daten in den Jahren 2002 bis 2004 erhoben worden sind – noch vor der derzeit großen Nachfrage bei Holzbrennstoffen.

Wird in Rostfeuerungen Hackgut verbrannt, so fallen in Biomasseanlagen Grob- oder Rostaschen anteilmäßig mit 60 – 90%, Zyklonaschen mit 10 – 35% und Feinstflugaschen mit 2 – 10% an [Obernberger 2001: 412–426]. Unter der Annahme, dass ein Großteil aller Biomasseanlagen >15 kW_{th} mit Rostfeuerungen ausgestattet ist, lässt sich eine Abschätzung über die gemittelten Mengen der anfallenden Aschefraktionen treffen (Abbildung 1). Die Aschenrückstände des Hausbrandes wurden zu 95% den Grobaschen zugeschlagen, da in der Regel bei Hausfeuerungen keine Rückhaltevorrichtungen für Feinstaub vorhanden sind. Es zeigt sich, dass mit knapp 286.000 Mg/a etwa 76,5% an Grobaschen anfallen. Die Mengen an Zyklon- und Feinstflugaschen liegen bei ca. 69.000 Mg/a (18,5%) bzw. ca. 18.500 Mg/a (5%).

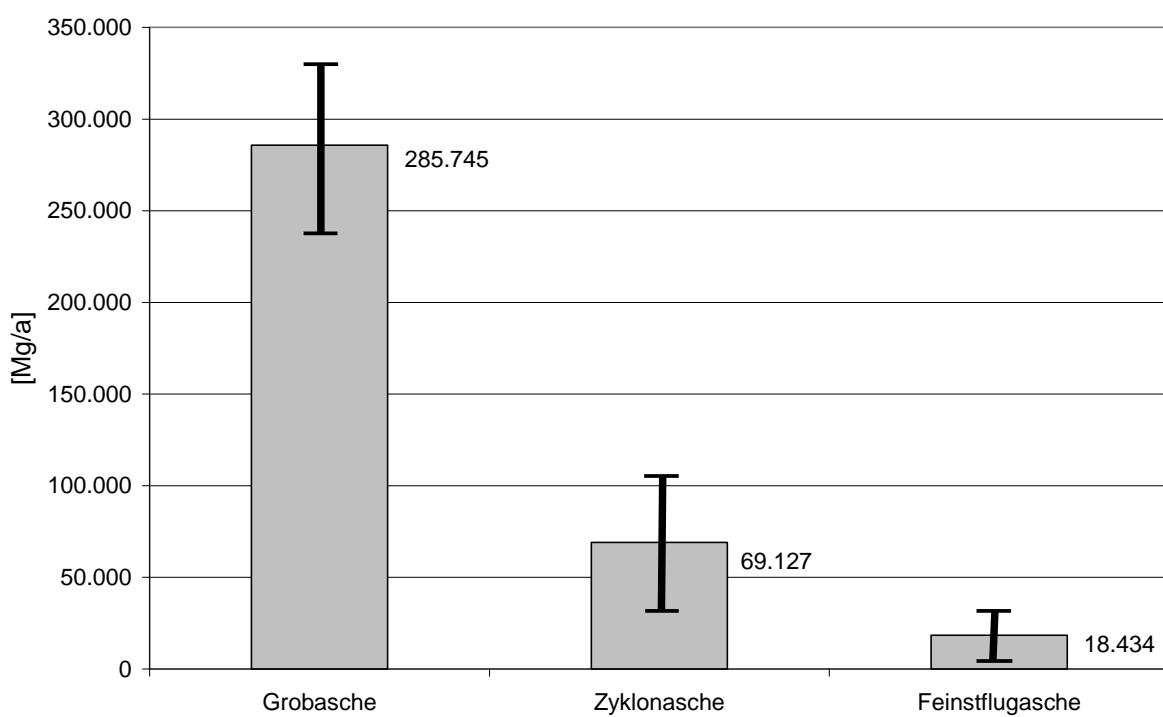


Abbildung 1: Abschätzung der Mittelwerte des bundesweiten Aufkommens verschiedener Aschefraktionen in Biomasseverbrennungsanlagen, mit Angabe der Schwankungsbreiten nach [Obernberger 2001: 412–426]

2.5 Gesamtaufkommen

Für Deutschland errechnet sich somit eine Gesamtmenge von 31.608.073 Mg an jährlich anfallenden Rückständen aller betrachteten thermischen Verwertungsanlagen. Davon nehmen mit 83% die Rückstände aus Kohlekraftwerken den mit Abstand größten Anteil ein (Abbildung 2).

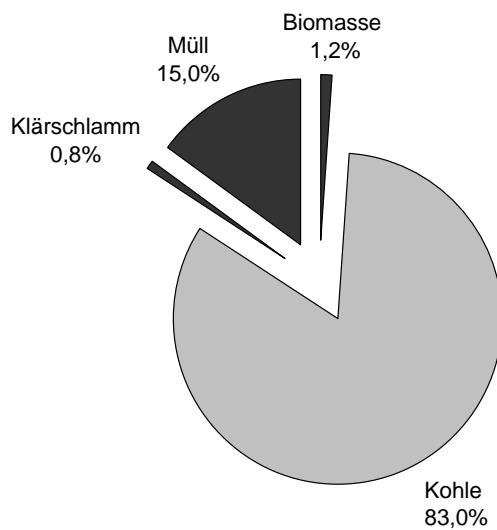


Abbildung 2: Prozentuale Verteilung der Rückstände der jeweiligen Brennstoffkategorien am Gesamtaufkommen einer Jahresmenge von 31.608.073 Mg

3 Eigenschaften der Rückstände

3.1 Müllverbrennung

In Müllverbrennungsanlagen anfallende Reststoffe lassen sich in Rohschlacken, Kesselaschen, Filterstäube und Reaktionsprodukte aus der chemischen Rauchgasreinigung untergliedern, wobei Filterstäube und Reaktionsprodukte häufig auch in Kombination anfallen. Die Zusammensetzungen und Mengen der Reststoffe unterliegen großen Schwankungsbreiten. Ihre Eigenschaften sind von der Abfallzusammensetzung, der Feuerungsführung und der Rauchgasreinigung abhängig. In den Reststoffen sind Silicate, Alkali- und Erdalkaliverbindungen, Kohlenstoffverbindungen, Schwermetalle und Salze enthalten.

Rohschlacken bestehen in der Regel größtenteils aus dem Rostabwurf, dem Rostdurchfall sowie aus geringeren Mengen an Kesselaschen. Im Allgemeinen enthalten Rohschlacken 80 bis 83% feinstückiges Material (< 32 mm), 5 bis 7% grobstückiges Material (> 32 mm), 7 bis 10% Metall und 3 bis 5% Unverbranntes [Faulstich 1992: 297–315]. Bei den Hauptbestandteilen der Schlacken handelt es sich überwiegend um Karbonate, Silikate und Oxide. Des Weiteren sind so genannte Sekundärbestandteile wie Glas, Feldspat und Eisenverbindungen sowie Spuren von Metallen, Legierungen und Sulfaten enthalten. Die Phasenzusammensetzung der Schlacken ist von der Größe der jeweiligen Kornfraktion abhängig. So reichern sich vornehmlich in der Feinfaktion (Kornanteil < 8 mm) Sulfate, Chloride, Schwermetalle und Karbonate an [Zwahr 2005: 237–258]. Um die Auslaugbarkeit und Reaktivität dieser Schadstoffe zu minimieren, wird empfohlen, Schlacken durch dreimonatige Zwi-

schenlagerung nachzubehandeln. Die in diesem Zeitraum der „Alterung“ stattfindenden Reaktionen (z.B. Carbonatisierungs- und Hydratisierungsreaktionen) erzeugen neue Mineralphasen, die beispielsweise Schwermetalle wie Zink und Blei fest einbinden. Folglich wird die Schlacke reaktionsträge und es bildet sich eine ausreichende Raumbeständigkeit, so dass sie beispielsweise weiteren Verwertungswegen als Sekundärbaustoff zugeführt werden kann [Zwahr 2005: 237–258].

Anfallende Filterstäube bzw. Flugstäube können separat oder in Kombination mit Reaktionsprodukten aus der chemischen Abgasreinigung vorliegen. Sie weisen hohe Konzentrationen an Schwermetallen, organischen Verbindungen und leicht wasserlöslichen Chloriden und Sulfaten auf [Faulstich 1992: 297–315]. Gegebenenfalls sind sie mit Sorbentien der Rauchgasreinigung versetzt.

3.2 Kohleverbrennung

Die Rückstände aus Kohlekraftwerken setzen sich, mit Ausnahme der Reaktionsprodukte aus der Abgasreinigung, überwiegend aus Silizium-, Aluminium- und Eisenoxiden zusammen. Enthaltene Schwermetalle sind in glasamorphen Phasen fest eingebunden, so dass keine Gefahr der Auslaugung besteht. Eine Mitverbrennung von Sekundärbrennstoffen in Kohlekraftwerken beeinflusst die Zusammensetzung der Aschen. So finden sich beispielsweise bei der Mitverbrennung von Klärschlamm in der Regel erhöhte Phosphatgehalte bei Flugaschen [Wiens 2005: 73–79]. Des Weiteren ist auch mit einer Steigerung der Schwermetallgehalte zu rechnen. In Tabelle 6 wurde der Elementanteil einer bei der Mitverbrennung von Klärschlamm anfallenden Flugasche dargestellt.

Flugaschen bilden die mit Abstand größte Rückstandfraktion. Sie entstehen beim Verbrennen der fein gemahlenen Kohle und bilden sich als kugelförmige, glasartige Partikel aus, die an Elektrofiltern abgeschieden werden. Der Körnungsbereich liegt zwischen 10 und 30 µm. Flugaschen weisen eine Korndichte von 2,0 bis 2,5 Mg/m³ auf, ihre Schüttdichten betragen etwa 0,8 bis 1,2 Mg/m³. Flugaschen reagieren in Gegenwart von Kalk und Wasser zu Calciumsilikat- und Calciumaluminathydraten [BVK 2007].

Schmelzkammergranulate entstehen durch das Abziehen schmelzflüssiger unbrennbarer Bestandteile aus dem Feuerraum mit anschließendem Schockkühlen in einem Wasserbad. Ihre Zusammensetzung ist mit denen der übrigen Kohleaschen vergleichbar, allerdings enthalten sie kein Calciumcarbonat und sind frei von löslichen Salzen und organischen Verunreinigungen. Die Korngrößen bewegen sich im Bereich von 0,2 bis 11 mm, die Schüttdichte liegt zwischen 1,3 und 1,5 Mg/m³ [BVK 2007].

Die bei der Kohleverbrennung im Kessel übrig bleibende Aschefraktion wird als Kesselasche bezeichnet. Hinsichtlich Zusammensetzung und Schadstoffgehalten entspricht sie den vorher genannten Aschefraktionen. Die Korngrößen liegen zwischen 1 und 8 mm, die Korndichte bei 1 bis 1,6 Mg/m³ [BVK 2007].

Wirbelschichtaschen bestehen aus einem Gemisch aus Asche und Bettmaterial. Neben den Hauptbestandteilen enthalten sie große Mengen an CaO und CaSO₄. Aufgrund der Feuerungsbedingungen liegen Wirbelschichtaschen als feinkörnige, unverglaste Stoffe vor und beinhalten keine gesinterten und aufgeschmolzenen Kornbestandteile. Je nach Austragsort fallen Wirbelschichtaschen als Bett- oder Filteraschen an [BVK 2007].

Neben den Kohleaschen entstehen im Bereich der Rauchgasentschwefelungsanlagen (REA) weitere Nebenprodukte. Abhängig vom jeweiligen Entschwefelungsverfahren werden entweder REA-Gips oder Sprühabsorptionsprodukte (SAV-Produkte) gebildet. Die Gipsherstellung erfolgt durch Eindüsen von Kalksuspensionen und wird in über 90% der deutschen Kohlekraftwerke praktiziert. SAV-Produkte entstehen durch Einbringen von Kalkhydraten. Sie sind Gemische aus Entschwefelungsprodukten, nicht abreagierten Absorbentien und Flugaschen [BVK 2007].

3.3 Klärschlammverbrennung

Da zur Klärschlammverbrennung in Deutschland überwiegend Wirbelschichtfeuerungen zum Einsatz kommen, fallen die meisten Klärschlammassen während der Rauchgasreinigung in Elektro- und Gewebefiltern an. Es handelt sich dabei um wasserfreie, feinkörnige, schwermetallhaltige, kohlenstoffarme pulverförmige Feststoffe. Der Korngrößenbereich variiert zwischen 1 und 500 µm, die Korndichte beträgt etwa 2,6 Mg/m³ und die Schüttdichte liegt bei ca. 0,7 Mg/m³ [Hardi 2004]. Die wichtigsten chemischen Bestandteile sind Silizium-, Aluminium-, Eisen-, Calcium- und Phosphoroxide. Die Aschen lassen sich je nach Art der eingesetzten Flockungshilfsmittel und Fällungsmittel (Eisen- oder Aluminiumsalze bzw. CaO/Kalkmilch) in Fe-reiche, Al-reiche und Ca-reiche Aschen unterscheiden. Aus ökologischer Sicht stellen diese Verbindungen zwar kein Problem dar, sie können aber die Phosphorlöslichkeit in nachfolgenden Aufbereitungsschritten beeinträchtigen oder die Pflanzenverfügbarkeit nachteilig beeinflussen [Cornel 2002: 102–114]. Die Gehalte an Schwermetallen hängen im Allgemeinen von den Inhaltsstoffen der in den Kläranlagen zu reinigenden Abwässer ab und variieren somit von Asche zu Asche. In Tabelle 6 sind exemplarisch die Durchschnittswerte der Nährstoff- und Schwermetallgehalte von fünf verschiedenen Aschen aus der Klärschlammverbrennung dargestellt, deren Analysedaten [Kley 2003: 7/1–//16] entnommen wurden.

3.4 Biomasseverbrennung

Die Hauptbestandteile von Biomasseaschen sind Silizium-, Calcium-, Kalium-, Natrium- und Magnesiumoxide. Der pH-Wert von Holzaschen liegt zwischen 11 und 13, bei anderen Biomassen zwischen 9 und 11,5.

Bei den Schwermetallgehalten weisen die Aschefraktionen von Altholz und Industrie-Restholz je nach Brennstoffbeschaffenheit (Beschichtungen, Imprägniermittel, Klebstoffe etc.) die höchsten Anteile auf. Allerdings befinden sich auch in den Verbrennungsrückständen unbehandelter Holzbrennstoffe teilweise hohe Schwermetallgehalte, wobei in Zyklon- und Flugaschen erhöhte Werte auftreten. Besonders das in Holzaschen oft in höheren Konzentrationen vorliegende Chrom(VI) ist leicht eluierbar und besitzt karzinogene sowie toxische Eigenschaften.

Bei gutem Ausbrand lassen sich organische Schadstoffe, wie z.B. Dioxine und Furane oder polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe, in den Grob- und Rostaschen naturbelassener Holzbrennstoffe nur noch in sehr geringen Mengen nachweisen.

Abhängig von den eingesetzten Brennstoffen und Anfallorten liegen die Teilchendichten der verschiedenen Aschefraktionen in unterschiedlichen Größenordnungen. Bei Grobaschen betragen die mittleren Korndichten 2,6 – 3 Mg/m³, bei Zyklonaschen befinden sie sich zwischen 2,4 und 2,7 Mg/m³ und bei Feinstflugaschen liegen sie im Bereich von 2,3 – 2,6 Mg/m³ [FNR 2005].

3.5 Vergleich der Zusammensetzung von Rückständen

Zum Vergleich sind in Tabelle 6 Beispiele für die Zusammensetzungen von Rückständen aus Verbrennungsanlagen dargestellt. Dabei handelt es sich um zwei Grobaschen aus Biomassefeuerungen (Holz- und Altholzasche), Klärschlammäsche, Flugaschen aus Steinkohlefeuerungen (mit und ohne Klärschlammmitverbrennung) sowie Rückstände aus Müllverbrennungsanlagen (Schlacke und Filterstaub). Die aufgeführten Werte wurden aus den Literaturquellen entnommen, die in Tabelle 6 angegeben sind. Unter Berücksichtigung eines Klärschlammanteils von 5% bei der Mitverbrennung in einem Steinkohlekraftwerk wurden die Haupt- und Nebenkomponenten der daraus entstehenden Flugasche berechnet und in Tabelle 6 mit dargestellt. Der 5%-Wert gilt nach der DIN EN 450-1 als Maximalwert, wenn Flugaschen in Betonbauteilen weiterverwertet werden sollen [Wiens 2005: 73–79].

Aus Tabelle 6 ist ersichtlich, dass die Rückstände aus Müllverbrennungsanlagen fast durchweg die höchsten Schwermetallgehalte aufweisen. Kupfer liegt bei der Altholzasche in der höchsten Konzentration vor. Die am geringsten kontaminierten Fraktio-

nen stellen die Holzasche und die Steinkohleflugasche dar. Wird allerdings Klärschlamm mitverbrannt, dann steigen bei der Flugasche die Werte an. Dies macht sich besonders bei Zink, Kupfer und Chrom bemerkbar.

Der SiO₂-Anteil ist bei fast allen Rückständen – mit Ausnahme bei der Holzasche, hier überwiegt CaO – am größten, gefolgt von Aluminium- und Eisenoxiden. Wegen des relativ hohen Phosphatgehaltes bietet sich die Klärschlammmasche für eine Phosphorrückgewinnung an.

Tabelle 6: Zusammensetzung der Rückstände aus verschiedenen Verbrennungsanlagen nach Bestandteilen und Elementen

Brennstoff	Holz	Altholz	Klärschlamm	Steinkohle	Steinkohle mit 5% Klärschlamm	Müll	Müll
Aschetypr	Grobasche	Grobasche	Wirbelschicht-asche	Flugasche	Flugasche	Schlacke	Filterstaub
	1)	2)	3)	4)	5)	6)	7)
Hauptkomponenten	[Gew.-%]	[Gew.-%]	[Gew.-%]	[Gew.-%]	[Gew.-%]	[Gew.-%]	[Gew.-%]
SiO ₂	25	44,4	35,3	40,0 - 55,0	38,4 - 48,2	36,4 - 46,1	22,5 - 32,1
Al ₂ O ₃	4,6	11,0	15,2	23,0 - 35,0	20,3 - 28,2	15,1 - 34,0	11,3 - 22,7
Fe ₂ O ₃	2,3	4,8	12,5	4,0 - 17,0	6,9 - 15,4	5,7 - 32,9	4,0 - 5,7
MgO	6,0	2,8	2,0	0,8 - 4,8	1,2 - 3,8	1,0 - 3,0	4,7 - 6,7
CaO	41,7	31,1	14,4	1,0 - 8,0	5,6 - 10,2	3,5 - 14,0	4,2 - 12,6
Na ₂ O	0,7	1,1	0,7	0,1 - 3,5	0,3 - 2,5	1,3 - 8,1	2,7 - 10,8
K ₂ O	6,4	2,3	1,4	1,5 - 5,5	1,5 - 4,1	0,6 - 2,4	1,4 - 8,9
P ₂ O ₅	2,6	0,9	13,4	k.A.	4,6	1,6 - 3,2	0,2 - 2,7
Nebenkomponenten	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]
Cd	1	20	5	1	3	10 - 30	200 - 600
Cr	326	466	418	75	193	1.000 - 10.000	500 - 1.700
Cu	164	6.914	954	94	391	1.000 - 4.000	700 - 2.000
Ni	66	179	139	80	100	100 - 300	200 - 300
Pb	14	2.144	268	90	151	1.000 - 17.000	6.000 - 12.000
Zn	433	1.234	2.788	195	1.089	4.000 - 15.000	13.000 - 39.000

1) und 2) modifiziert nach [Obernberger 2001: S. 412–426]

3) Gebildete Durchschnittswerte aus Analysedaten nach [Kley 2003: 7/1-//16]

4) nach [BVK 2007] und [Puch 2007]

5) berechnete Zusammensetzung bei einem Klärschlammanteil am Brennstoff von 5%

6) und 7) modifiziert nach [Faulstich 1992: 297–315]

Neben der elementaren Zusammensetzung sind für viele Entsorgungswege auch die in Tabelle 7 angegeben Eluatwerte der Rückstände relevant. Erwartungsgemäß spiegeln sich darin die hohen Konzentrationen flüchtiger Schwermetalle in MVA-Filterstäuben. Daneben weisen auch die Aschen der Altholzverbrennung eine merkliche Auslaugbarkeit einzelner Komponenten auf. Beim Filterstaub aus Müllverbrennungsanlagen fällt der aus der Literatur [Thomé-Kozmiensky 1994] entnommene hohe Eluatwert für den Bleigehalt auf.

Tabelle 7: Eluatwerte der Rückstände aus verschiedenen Verbrennungsanlagen

Brennstoff	Holz	Altholz	Klärschlamm	Steinkohle	Müll	Müll
Aschetyp	Grobasche	Grobasche	Grobasche	Flugasche	Schlacke	Filterstaub
	1)	2)	3)	4)	5)	6)
Parameter	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]
As	n.n.	0,005 - 0,02	<0,005	0,015	k.A.	k.A.
Pb	n.n. - 0,03	0,20	<0,005	0,005	0,003	39,4
Cd	n.n. - 0,01	0,01	<0,001	0,001	0,001	0,002
Cr(VI)	n.n. - 2,08	<0,005 - 0,75	<0,020	k.A.	k.A.	0,010
Cr ges	k.A.	k.A.	k.A.	0,280	0,010	k.A.
Cu	n.n. - 0,01	n.n. - 0,14	0,01	0,004	0,140	0,010
Ni	n.n. - 0,01	0,03	<0,010	0,010	0,004	0,300
Zn	n.n. - 0,04	n.n. - 0,26	<0,010	0,007	0,024	1,14

- 1) und 2) nach [FNR 2005]
- 3) nach [Faulstich 2006: 91–102]
- 4) nach [Puch 2007]
- 5) modifiziert nach [Fremgen 2004: 364–387]
- 6) nach [Thomé-Kozmiensky 1994]

4 Entsorgung der Rückstände

Auf welchem Wege die Rückstände jeweils entsorgt werden, hängt zunächst von ihren Schadstofffrachten ab, die den Vorgaben der entsprechenden Verwertungs- oder Beseitigungsvorschriften genügen müssen. Dass die Verwertung mineralischer Rückstände in den einzelnen Bundesländern unterschiedlich gehandhabt wird, zeigt die unsichere Situation bei dem LAGA Merkblatt M20. Die Überarbeitung dieses Merkblattes wurde von der Umweltministerkonferenz im Jahre 2004 zwar zur Kenntnis genommen, aber nicht in Vollzug gesetzt. In Bundesland Hamburg gelten die Richtlinien nach dem Merkblatt M20 als Hinweise zur Anwendung. Aufgrund dieser Sachlage wird eine länderübergreifende Bundesverwertungsverordnung gefordert [IHK 2006: 6–7].

4.1 Müllverbrennung

Erfüllen die Schlacken die vorgegebenen Bestimmungen, so können sie beispielsweise als Sekundärbaustoff in hydrogeologisch geeigneten Gebieten im Straßen- und Wegebau verwertet werden [LfU 2004]. Des Weiteren werden Schlacken zur Rekultivierung im Deponiebau genutzt, im Bergversatz verwertet oder auf Deponien abgelagert. Die Nutzung von Schlacke als Zuschlagsstoff zur Asphalt herstellung und

die Rückgewinnung von Glas aus aufbereiteten Schlacken ist Gegenstand laufender Untersuchungen [Zwahr 2005: 237–258].

Aus einer durchgeführten Umfrage bei den Betreibern von Müllverbrennungsanlagen konnte die prozentuale Verteilung der verschiedenen Entsorgungswege für Schlacke ermittelt werden [IFEU]. Unter der Zugrundelegung der oben aufgeführten Reststoffmenge ergibt sich, dass insgesamt etwa 2,06 Mio. Mg/a an Schlacke für bauliche Zwecke genutzt wurden, wobei davon etwa 1,87 Mio. Mg/a explizit im Straßenbau verwertet wurden. Jeweils ca. 500.000 Mg/a wurden im Bergversatz oder auf anderen Wegen verwertet, die nicht näher spezifiziert wurden. Im Deponiebau wurden 410.000 Mg/a eingesetzt. Die aufgeführten Mengen sind noch einmal in der folgenden Tabelle dargestellt.

Tabelle 8: Rückstände aus Müllverbrennungsanlagen in Deutschland im Jahr 2005:
Verwertungswege und Mengen, modifiziert nach [CEWEP 2006, IFEU, Vehlow 2007]

Rückstände	[%]	[Mio. Mg]
Rohschlacke		
gesamt	100,0	4,10
verwertet	86,0	3,53
davon verwertet in		
Straßenbau	52,9	1,87
Versatz	15,2	0,54
unspez. Verwertung	14,2	0,50
Deponiebau	11,8	0,41
unspez. Baumaßnahmen	5,4	0,19
Metallschrott		0,33
Filterstäube		0,65

Die Filterstäube gelten aufgrund ihrer hohen Schadstoffgehalte als „besonders überwachungsbedürftige Abfälle“ und werden überwiegend in Salzbergwerken entsorgt oder in geringen Mengen auf Sonderabfalldeponien abgelagert [CEWEP 2006]. Im Bergversatz dienen sie zur Verfüllung ehemaliger Stollen oder werden Baustoffen zugesetzt, die im Bergbau zur Stützung und Auskleidung von Stollen verwendet werden. Die Reaktionsprodukte aus der Abgasreinigung werden ebenfalls im Bergversatz verwertet [StMLU 2002] oder, wenn möglich, industriell weiterverarbeitet.

4.2 Kohleverbrennung

Die Rückstände aus Braunkohlekraftwerken werden überwiegend im Tagebau verwertet. Im Gegensatz dazu werden die Reststoffe aus Steinkohlekraftwerken in der Bauindustrie genutzt. Flugaschen finden seit vielen Jahren als Zuschlagstoff für Betone Verwendung. Um als Zuschlagstoff anerkannt zu werden, müssen die Anforderungen nach DIN EN 450-1 erfüllt sein. Zur Einhaltung der Betonqualitäten, unterlie-

gen die Sekundärbrennstoffe gewissen Einschränkungen. Demnach dürfen beispielsweise maximal 5% Klärschlamm (bezogen auf den Kohlegehalt) mit verbrannt werden, um einer Erhöhung des Alkali- und Phosphatgehaltes vorzubeugen. Der Gehalt an löslichen Phosphaten darf dabei 100 mg/kg Flugasche nicht überschreiten [Wiens 2005: 73–79]. Üblicherweise werden nur etwa 2 – 3% Klärschlamm in Kohlekraftwerken mit verbrannt, da die Trocknungskapazität in den Kohlemühlen begrenzt ist [Steier 2006: 9–20].

Schmelzkammergranulate, Kessel- und Wirbelschichtaschen werden in der Bauindustrie in vielfältigen Anwendungsbereichen genutzt. Je nach Eigenschaft werden sie beispielsweise als Schütt- und Filtermaterial im Straßenbau, als Drainagebaustoff oder als Zuschlagstoffe in Asphalttragschichten und Betonen verwendet. Die in der Rauchgasreinigung anfallenden Gipsmengen dienen als Rohstoff zu Herstellung von Gipsbaustoffen. SAV-Produkte werden meist als Verfestigungsmittel im Bergversatz sowie im Landschafts- und Deponiebau genutzt [BVK 2007].

4.3 Klärschlammverbrennung

Da die in den Klärschlammaschen enthaltenen Schwermetallkonzentrationen teilweise die Grenzwerte der Klärschlammverordnung überschreiten, ist eine unmittelbare Verwendung der Klärschlammmasche als Landwirtschaftsdünger in den meisten Fällen unzulässig. Deshalb werden die Aschefraktionen heute üblicherweise im Bergversatz verwertet [Steier 2006: 9–20] oder als Bergbaumörtel im Untertagebau verwendet [Hiller 2006].

Die Nutzung von Klärschlammaschen zur Herstellung von Asphaltmischgut oder Ziegelprodukten in der Bauindustrie scheint generell möglich. Dennoch konnte in Deutschland bisher kein Verfahren dauerhaft betrieben werden. Ein Grund dürfte darin liegen, dass die anfallenden Mengen an Klärschlammmaschen verglichen mit den auf dem Markt verfügbaren Zementklinker- und Zuschlagstoffmengen relativ gering sind [Kraus 2004: 378–387].

Im Zuge einer ansteigenden Ressourcenverknappung gewinnen die Rückgewinnungsmöglichkeiten von Phosphor aus Klärschlamm für die Zukunft zunehmend an Bedeutung. So sind bereits einige Verfahren entwickelt worden, die viel versprechende Rückgewinnungspotenziale aufweisen. Bei nasschemischen Verfahren werden die Phosphorverbindungen mittels Säureaufschluss verfügbar gemacht. Beispielsweise werden beim RüPA-Verfahren die Aschen durch Salzsäure ausgelaut und Schwermetalle durch Komplexbildner bzw. Ionenaustauscherharze abgetrennt [Pinnekamp 2006: 137–170]. Im SEPHOS-Verfahren werden die Phosphorverbindungen ebenfalls durch Säuren gelöst, wobei die anschließende Trennung über die sequentielle pH-Wert-Anhebung und die selektive Fällung eines Aluminium-

phosphats erfolgt [Schaum 2005: 209–232]. BAM- und ATZ-Verfahren gehören zur Gruppe der thermochemischen Behandlungsverfahren. Nach dem BAM-Konzept werden die Aschen mit chloridhaltigen Stoffen gemischt und anschließend einer thermischen Behandlung ausgesetzt. Die in Chloride überführten Schwermetalle verdampfen dann bei Temperaturen über 1.000°C und werden so entzogen. Beim ATZ-Verfahren werden Klärschlammmaschen durch Bodendüsen in das heiße Metallbad eines Konverters geblasen, wo ihre organischen Verbindungen zerlegt werden. In einem zweiten Schritt wird der im Eisenbad enthaltene Phosphor in eine neu aufgebaute Schlacke überführt, indem aus dem Eisenbad durch Einblasen von Sauerstoff zunächst der Kohlenstoff und anschließend der Phosphor entfernt werden. Ein metallurgisch notwendiger Mindestgehalt an Eisenoxid in der Schlacke steht deren angestrebtem Einsatzzweck als mineralischer Dünger nicht entgegen, sofern eine ausreichende Pflanzenverfügbarkeit gegeben ist [Mocker 2006: 460–465]. Da bisher mit noch keinem Verfahren eine ökonomische Phosphorrückgewinnung realisiert werden konnte, besteht noch erheblicher Forschungs- und Entwicklungsbedarf [Mocker 2005: 538–553].

4.4 Biomasseverbrennung

Für Aschen aus Biomassefeuerungen existieren verschiedene Entsorgungswege. Die Verwertungsmöglichkeiten nach Düngemittel- (DüMV) und Versatzverordnung (VersatzV) können dabei als Hauptverwertungswege angesehen werden.

Die Verwertung von Biomasseaschen als Düngemittel ist in der Düngemittelverordnung (DüMV) geregelt. Zu Düngezwecken ist dort die Nutzung von Feuerraumaschen gestattet, die aus der Monoverbrennung naturbelassener Pflanzenbestandteile entstehen. Zyklon- und Feinstflugaschen sind von diesem Verwertungsweg generell ausgeschlossen. Für Feuerraumaschen aus der Verbrennung naturbelassener Rohhölzer entfallen die Schwermetallgrenzwerte der DüMV gänzlich, wenn sie nach dem Kreislaufprinzip ausschließlich auf forstliche Standorte zurückgeführt werden [DüMV 2003]. Aufgrund ihres basischen Charakters ist der Eintrag von Aschen unbehandelter Holzbrennstoffe als Bodenverbesserer, insbesondere auf sauren Böden, in der Land- und Forstwirtschaft zu befürworten [FNR 2005]. Dies wird häufig von Waldbauern praktiziert, die selbst ein Biomasse-Heizwerk betreiben, oder wird im Verbund von Biomasse-Heizwerken und Waldbauern durchgeführt, wobei Letztere den Brennstoff gewinnbringend an den Anlagenbetreiber verkaufen und sich verpflichten, die anfallenden Aschen zurückzunehmen und wieder auf ihre Forstflächen auszubringen.

Bei der Herstellung von Düngeprodukten ist den in der DüMV vorgegebenen Anforderungen an Nährstoff- und Schwermetallgehalten Rechnung zu tragen. Des Weiteren dürfen die Ascheanteile nach DüMV im Produkt nicht überschritten werden. So

ist bei Kalkdüngern ein Aschegehalt von maximal 30% gestattet, wenn die Asche aus dem Feuerraum unbehandelter Waldhölzer stammt und der Dünger zur ausschließlichen Nutzung auf Forstflächen ausgewiesen wird. Bei organischmineralischen Düngern, Boden- und Pflanzenhilfsstoffen sowie Kultursubstraten ist ein Ascheanteil von naturbelassenen Pflanzenbestandteilen bis zu 50% erlaubt [FNR 2005].

Üblicherweise werden die Aschefraktionen, die den Vorgaben der DüMV nicht genügen, im Bergversatz zur Verfüllung von Hohlräumen verwertet. Dazu zählen vornehmlich alle Zyklon- und Filteraschen sowie die Aschefraktionen nicht naturbelassener Biomasse, wie beispielsweise Rostaschen aus Altholzfeuerungen, aber auch gelegentlich Feuerraumaschen unbehandelter Brennstoffe [FNR 2005]. Des Weiteren werden die schadstoffbelasteten Aschen unter Einhaltung der Grenzwerte nach Abfallablagerungsverordnung (AbfAbIV) oder nach Deponieverordnung (DepV) auf Deponien entsorgt. Interessanterweise besitzt der Chrom(VI)-Eluatgrenzwert in der Deponiekategorie II der AbfAbIV und in der Deponiekategorie III der DepV für die Aschen naturbelassener Brennstoffe und Althölzer der Gruppe A I und A II keine Gültigkeit [AbfAbIV 2002, DepV 2002]. Der Grund liegt darin, dass bei vielen Biomasseaschen der Chrom(VI)-Gehalt zu hoch ist. Sie sind damit beispielsweise von der Verwertung als Düngemittel ausgeschlossen. Durch die Entwicklung entsprechender Nachbehandlungsverfahren wie Nassentaschung, chemische Reduktion oder thermische Nachbehandlung, kann der Gehalt dieses Chromats verringert werden. Bei letzteren Verfahren konnten neben einer Reduzierung des Glühverlustes gleichzeitig sogar andere Schwermetalle, wie Arsen, Kupfer, Zink und Blei reduziert werden [FNR 2005]. Der Nachteil der Verfahren besteht in den hohen Behandlungskosten. Dies könnte sich aber in Zukunft bei einer Steigerung der Aschemengen ändern.

Die im Bereich des Hausbrandes und der Kleinanlagen in den unteren Leistungsbereichen anfallenden Aschemengen werden oft zu Düngezwecken in den privaten Haushalten eingesetzt oder mit dem Hausmüll entsorgt. Aschen aus handbeschickten Feuerungsanlagen sollten nicht als Düngemittel eingesetzt werden. Der Grund liegt in dem teilweise schlechten Ausbrand der Aschen, die deshalb mit hohen organischen Schadstoffgehalten belastet sein können.

Von einigen Ausnahmen abgesehen hat sich eine Verwertung von Biomasseaschen in der Bauindustrie offenbar bisher noch nicht durchsetzen können. Dies liegt – im Gegensatz zu Kohleflugaschen – wahrscheinlich an der inhomogenen Zusammensetzung und den zu geringen Anfallmengen.

5 Zusammenfassung und Ausblick

In der Bundesrepublik fällt jährlich eine Gesamtmenge von rund 31,6 Mio. Mg an Rückständen aus thermischen Verwertungsanlagen an. Es zeigt sich, dass aus dem

Bereich der Kohlekraftwerke mit 83% der Großteil dieser Rückstände stammt. Die Verwertungsquote für Rückstände aus Kohlekraftwerken beträgt nahezu 100%, wobei darunter die Fraktion der Flugaschen mit 13,17 Mio. Mg/a den größten Anteil einnimmt. Für Flugaschen existiert eine Vorschrift, die deren Anwendung in Betonbauteilen regelt. Etwa 4,75 Mio. Mg Rückstände fallen jährlich in Müllverbrennungsanlagen an. Darunter befinden sich 4,1 Mio. Mg an Rohschlacken, von denen 86% verwertet wurden. Nach der Aufbereitung werden die Schlacken hauptsächlich im Verkehrswegebau verwendet. Bei der Klärschlammverbrennung fallen bundesweit ca. 242.600 Mg/a an Rückständen an, die meist im Bergversatz verwertet werden. Rund 365.000 Mg beträgt das jährliche Ascheaufkommen aus Biomasseverbrennungsanlagen. Diese Aschen werden entweder im Hausmüll entsorgt, als Düngemittel genutzt oder, da ein Großteil der anfallenden Rückstände von Althölzern stammt, ebenfalls zur Verfüllung von Hohlräumen im Bergbau verwendet. In der nachfolgenden Tabelle sind die relevanten Stoffströme der unterschiedlichen Verbrennungskategorien und Rückstandsarten zusammengefasst.

Tabelle 9: Verbrennungsanlagen in Deutschland: Zusammenfassung der mengenmäßig relevanten Stoffströme von Brennstoffen und Rückständen

Brennstoff	Gesamtmenge [Mg/a]	Rückstand	Teilmenge [Mg/a]	Gesamtmenge [Mg/a]
Kohle	225.000.000	Flugasche REA-Gips Kesselasche Schmelzkammergranulat Sonstige	13.170.000 7.660.000 2.280.000 1.950.000 1.190.000	26.250.000
Abfall	16.500.000	Rohschlacke Filterstaub	4.100.000 650.000	4.750.000
Biomasse (TS)	13.578.707	Altholzasche Sonstige	252.693 112.772	365.465
Klärschlamm (TS)	418.000	Filterstaub Rost- und Kesselasche Sonstige	125.634 68.678 48.296	242.608

Erfreulicherweise kann ein Großteil der anfallenden Rückstandsmengen verwertet werden. Dennoch lässt sich darüber streiten, ob der oft in Anspruch genommene Verwertungsweg des Bergversatzes nicht doch eine Vergeudung von Nährstoffen darstellt. Bei der Entsorgung schadstoffhaltiger Rückstände zur Substituierung von Füllmaterial mag dies gerechtfertigt sein. Im Hinblick auf eine mögliche Rückgewinnung von Phosphaten aus Klärschlammassen scheint diese Praktik ungünstig – vorausgesetzt es stehen künftig marktreife Rückgewinnungsverfahren als kostengünstigere Alternative zur Verfügung. Derzeit laufende Untersuchungen werden zeigen, ob solche Verfahren wirtschaftlich betrieben werden können. Im Gegensatz dazu werden zur kurzfristigen Erschließung großer Verbrennungskapazitäten, vor allem

aber aus wirtschaftlichen Gründen, die Weichen derzeit eher in Richtung Mitverbrennung von Klärschlämmen in Kohlekraftwerken gestellt. Für eine Kreislaufführung des Pflanzennährstoffs Phosphor stellt diese Entwicklung jedoch den falschen Weg dar.

Vor dem Hintergrund des Biomassebooms ist aufgrund der steigenden Nachfrage bei Holzbrennstoffen zukünftig mit einer Erhöhung der Aschemengen zu rechnen. Für die Ermittlung des anfallenden Ascheaufkommens bedarf es aktueller Datenerhebungen. Um dem Prinzip der Kreislaufführung Rechnung zu tragen, wäre eine künftige Nutzung von Schadstoff-entfrachteten Aschen als Düngemittel zu begrüßen. Auch der Gebrauch von Biomasseaschen in gewissen Bereichen des Bausektors wäre denkbar und wünschenswert.

Ein weiterer Aspekt der zukünftig berücksichtigt werden muss, ist die Entwicklung im Bereich der Ersatzbrennstoffe. Es wird sich zeigen, inwieweit die Inbetriebnahme der geplanten Ersatzbrennstoff-Kraftwerke das Rückstandsaufkommen in Deutschland beeinflussen wird.

6 Literatur

AbfAbIV (Abfallablagerungsverordnung) – Verordnung über die umweltverträgliche Ablagerung von Siedlungsabfällen vom 20. Februar 2001 (BGBl. I S.305) mit der Änderung vom 24. Juli 2002 (BGBl. I S.2820)

BVK – Bundesverband für Kraftwerksnebenprodukte e.V., <http://www.bvk-online.com>, Zugriff am 1.02.2007

CEWEP: Country Report Germany, CEWEP Congress, Vienna, 18th May 2006

Cornel, P.: Rückgewinnung von Phosphor aus Klärschlamm und Klärschlammassen, Nachrichten aus dem Institut für Technische Chemie – Geo- und Wassertechnologie 2002 (1) Nr. 3, S. 102–114

Destatis – Statistisches Bundesamt, Anfrage vom 9.02.2007

DepV (Deponieverordnung) – Verordnung über Deponien und Langzeitlager vom 24. Juli 2002 (BGBl. I S.2807) mit der Änderung vom 26. November 2002 (BGBl. I S.4417)

DüMV (Düngemittelverordnung) Verordnung über das Inverkehrbringen von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln vom 26. November 2003 (BGBl. I S.2373)

Faulstich, M.: Feste Rückstände aus Abfallverbrennung und Rauchgasreinigung – Stoffströme und Behandlungsmöglichkeiten, in: Thomé-Kozmiensky, K. J. (Hrsg.): Müllverbrennung und Umwelt 5, EF-Verlag für Energie- und Umwelttechnik, Berlin, 1992, S. 297–315

Faulstich, M., Mocker, M., Quicker, P.: Kleinverbrennungsanlagen für Klärschlamm, in: Bayer. Landesamt für Umwelt (Veranst.): Neue Entsorgungswege für den bayerischen Klärschlamm – Technische Möglichkeiten und Erfahrungsberichte, Augsburg, 11.07.2006, S. 91–102

FNR – Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e.V, Leitfaden Bioenergie – Planung, Betrieb und Wirtschaftlichkeit von Bioenergieanlagen, GÜLZOW, 2005

- Fremgen, B., Meinken, K.: Einsatz aufbereiteter MVA-Schlacke als Baustoff auf Deponien – noch möglich trotz DepVerwV?, in: Müll und Abfall 2004 Nr. 8, S. 364–387
- Hardi, P., Großkurth, K.P.: Klärschlammverbrennungsaschen, Kurzbeschreibung, Institut für Baustoffe, Massivbau und Brandschutz der TU Braunschweig, Braunschweig, 2004
- Hanßen, H., Rothsprack, J.: Perspektiven der thermischen Klärschlammverwertung, in: KA – Abwasser Abfall, 2005 (52) Nr. 10, S. 1126–1133
- Hiller, G.: Klärschlamm-Mono-Verbrennung in der Wirbelschicht beim Zweckverband „Klärwerk Steinähule“, Neu-Ulm, in: Bayer. Landesamt für Umwelt (Veranst.): Neue Entsorgungswege für den bayerischen Klärschlamm – Technische Möglichkeiten und Erfahrungsberichte, Augsburg, 11.07.2006, S. 65–80
- IFEU – Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg GmbH: Beispielhafte Darstellung einer vollständigen, hochwertigen Verwertung in einer MVA unter besonderer Berücksichtigung der Klimarelevanz, unveröffentlicht
- IHK – Industrie- und Handelskammer Schwarzwald-Baar-Heuberg, Umweltnachrichten, 2006 Nr. 2, S. 6–7
- Kley, G., Köcher, P., Brenneis, R.: Möglichkeiten zur Gewinnung von Phosphor-Düngemitteln aus Klärschlamm-, Tiermehl- und ähnlichen Aschen durch thermochemische Behandlung, in: Umweltbundesamt, Institut für Siedlungswasserwirtschaft der RWTH Aachen (Hrsg.), Tagungsband zum Symposium „Rückgewinnung von Phosphor in der Landwirtschaft und aus Abwasser und Abfall, Berlin, 06.-07.02.2003, S. 7/1–7/16
- Kraus, J., Hahn, H., Hoffmann E.: Möglichkeiten der stofflichen Verwertung von Klärschlämmen in der Bauindustrie, Teil II: Herstellung von Leichtzuschlagstoffen, Müll und Abfall, (8) 2004, S. 378–387
- LfU – Bayerisches Landesamt für Umweltschutz: Umweltrelevante Eigenschaften von Schlacken aus Müllverbrennungsanlagen, Augsburg, 2004
- Mantau, U.: Holzrohstoffbilanz – Überschuss oder Knappeit?, Tagungsband Holzenergie 2004 – Internationaler Fachkongress für Holzenergie, Augsburg, 21.–22. Oktober 2004, S. IV-107–IV-126
- Mantau, U., Weimar, H.: Standorte der Holzwirtschaft – Einsatz von Holz in Biomasse- und Holzfeuerungsanlagen, Abschlussbericht, Universität Hamburg, Zentrum Holzwirtschaft, Arbeitsbereich: Ökonomie der Holz- und Forstwirtschaft, Hamburg, 2006
- Marutzky, R., Schulze, D.: Entsorgung von Aschen und Filterstäuben, Verwertungs- und Entsorgungskonzepte, in: Marutzky, R., Dussing, G. (Hrsg.): Moderne Feuerungstechnik zur energetischen Verwertung von Holz- und Holzabfällen, Springer-Verlag, Düsseldorf 2003, S. 183–196
- Mocker, M., Quicker, P., Reichenberger, H.-P., Faulstich, M.: Stand und Perspektiven der Phosphorrückgewinnung aus Aschen der Klärschlamm-Mono- und Co-Verbrennung, in: Wiemer, K., Kern, M. [Hrsg.]: Bio- und Restabfallbehandlung IX, biologisch – mechanisch – thermisch, Tagungsband 17. Kasseler Abfallforum, Kassel, 5.-7.04.2005, Witzenhausen, 2005, S. 538–553
- Mocker, M., Faulstich, M.: Verfahren zur Phosphorrückgewinnung aus Klärschlamm, Müll und Abfall, 2006 Nr. 9, S. 460–465

- Pinnekamp, J., Köster, S., Beier, S., Montag, D., Gethke, K., Fehrenbach, H., Knappe, F.: Verfahren der Klärschlammertsorgung und Phosphorrückgewinnung, in: Pinnekamp, J., Friedrich, H. (Hrsg.): Klärschlammertsorgung: Eine Bestandsaufnahme, FiW Verlag, Aachen, 2006, S. 137–170
- Puch, K.-H.: Kraftwerksnebenprodukte, VGB Power Tech, Essen, www.bmu.de/files/abfallwirtschaft/downloads/application/pdf/abfw_workshop_puch.pdf -, Zugriff am 1.02.2007
- Obernberger, I.: Aschen und deren Verwertung, in: Kaltschmitt, M., Hartmann, H. (Hrsg.): Energie aus Biomasse – Grundlagen, Techniken und Verfahren, Springer Verlag, Berlin, 2001, S. 412–426
- Quicker, P., Faulstich, M.: Perspektiven der Klärschlammverbrennung – Mono- oder Co-Verbrennung, in: Wiemer, K., Kern, M. (Hrsg.): Bio- und Restabfallbehandlung VIII, biologisch – mechanisch – thermisch, Tagungsband 16. Kasseler Abfallforum, Kassel, 20.-21.04.2004, Witzenhausen 2004, S. 422–442
- Reichenberger, H.-P., Mocker, M., Quicker, P., Faulstich, M.: Aschen aus Biomassefeuerungen, in: Urban, A., Bilitewski, B., Faulstich, M. [Hrsg.]: Schriftenreihe des Fachgebietes Abfalltechnik der Universität Kassel, Tagungsband der 10. Fachtagung Thermische Abfallbehandlung, Berlin, 22.-23.02.2005, Kassel 2005, S. 327–344
- Schaum, C., Cornel, P.: Möglichkeiten und Grenzen einer Rückgewinnung von Phosphor aus Klärschlamm – Untersuchungen aus Deutschland, in: Verein zur Förderung des Instituts WAR – Wasserversorgung und Grundwasserschutz, Abwassertechnik, Abfalltechnik, Industrielle Stoffkreisläufe, Umwelt- und Raumplanung der TU Darmstadt e.V. – WAR – (Hrsg.): Rückgewinnung von Phosphor aus Abwasser und Klärschlamm – Konzepte, Verfahren, Entwicklungen – Schriftenreihe WAR 167, 75. Darmstädter Seminar –Abwassertechnik–, Darmstadt, 12.-13.12.2005, S. 209–232
- Steier K.: Mitverbrennung von Klärschlamm in Kraftwerken, in: Bayer. Landesamt für Umwelt (Veranst.): Neue Entsorgungswege für den bayerischen Klärschlamm – Technische Möglichkeiten und Erfahrungsberichte, Augsburg, 11.07.2006, S. 9–20
- StMLU – Bayerisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen: Müllverbrennung: Die thermische Behandlung von Abfällen, Fachinformation – Umwelt & Entwicklung Bayern, München, September 2002
- Thomé-Kozmiensky, K. J.: Thermische Abfallbehandlung, EF-Verlag für Energie- und Umwelttechnik, Berlin, 1994
- Vehlow, J.: persönliche Mitteilung vom 11.02.2007
- Wiens, U.: Neues aus den Regelwerken zur Verwendung von Flugasche in Beton, VGB Power Tech, 2005 Nr. 10, S. 73–79
- Zwahr, H.: MV-Schlacke – Mehr als nur ein ungeliebter Baustoff?, in: Urban, A., Bilitewski, B., Faulstich, M. [Hrsg.]: Schriftenreihe des Fachgebietes Abfalltechnik der Universität Kassel, Tagungsband der 10. Fachtagung Thermische Abfallbehandlung, Berlin, 22.-23.02.2005, Kassel 2005, S. 237–258

Autorenverzeichnis

Dipl.-Ing. Werner P. Bauer
ia GmbH - Wissensmanagement und
Ingenieurleistungen
Gotzinger Straße 48/50
D-81371 München

Prof. Dr.-Ing. Michael Beckmann
Bauhaus-Universität Weimar
Lehrstuhl Verfahren und Umwelt
Coudraystraße 11c
D-99423 Weimar

Prof. Dr.-Ing. Stefan Beer
Fachhochschule Amberg-Weiden
Kaiser-Wilhelm-Ring 23
D-92224 Amberg

Dipl.-Ing. (FH) Ralph Berger
Fachhochschule Amberg-Weiden
Kaiser-Wilhelm-Ring 23
D-92224 Amberg

Prof. Dr.-Ing. habil. Bernd Bilitewski
TU Dresden
Institut für Abfallwirtschaft und
Altlasten
Pratzschwitzer Straße 15
D-01796 Pirna

Dipl.-Ing. Uwe Eggenstein
ATZ Entwicklungszentrum
Kropfersrichter Straße 6-8
D-92237 Sulzbach-Rosenberg

Prof. Dr.-Ing. Martin Faulstich
Technische Universität München
Wissenschaftszentrum Straubing
Lehrstuhl für Technologie Biogener
Rohstoffe
Petersgasse 18
D-94315 Straubing

Prof. Dr.-Ing. Sabine Flamme
Fachhochschule Münster
Fachbereich Bauingenieurwesen
Corrensstraße 25
D-48149 Münster

Dr. Edmund Fleck
Martin GmbH für Umwelt- und Energie-
technik
Leopoldstr. 248
D-80807 München

Dipl.-Ing. Horst C. Gass
Müller-BBM GmbH
Niederlassung Berlin
Nollendorfplatz 3 – 4
D-10777 Berlin

Dipl.-Ing. Markus Gleis
Umweltbundesamt
Wörlitzer Platz 1
D-06844 Dessau

RDir Dr. Andreas Jaron
Bundesministerium für Umwelt,
Naturschutz und Reaktorsicherheit
Referat WAI 1
Robert-Schuman-Platz 3
D-53175 Bonn

MDgt Ludwig Kohler
Bayerisches Staatsministerium für
Umwelt, Gesundheit und
Verbraucherschutz
Rosenkavalierplatz 2
D-81925 München

Prof. Dr. Udo Mantau
Universität Hamburg
Zentrum Holzwirtschaft
Arbeitsbereich Ökonomie der Holz-
und Forstwirtschaft
Leuschnerstr. 91
D-21031 Hamburg

Dr. rer. nat. Jörg Mutschke
Ringstraße 7b
D-92421 Schwandorf

Dr.-Ing. Martin Mineur
MVR Müllverwertung
Rugenberger Damm GmbH & Co. KG
Rugenberger Damm 1
D-21129 Hamburg

Dr. Mario Mocker
ATZ Entwicklungszentrum
Kropfersrichter Straße 6-8
D-92237 Sulzbach-Rosenberg

Dipl.-Ing. Lutz-Peter Nethe
Texocon GbR
August-Bebel-Str. 85
D-14482 Potsdam

Dipl.-Ing. Christian Pacher
Wissenschaftszentrum Straubing
Petersgasse 18
D-94315 Straubing

Dr.-Ing. Peter Quicker
ATZ Entwicklungszentrum
Kropfersrichter Straße 6-8
D-92237 Sulzbach-Rosenberg

Dipl.-Ing. Hans-Peter Reichenberger
ATZ Entwicklungszentrum
Kropfersrichter Straße 6-8
D-92237 Sulzbach-Rosenberg

Dipl.-Ing. Matthias Schirmer
TU Dresden
Institut für Abfallwirtschaft und
Altlasten
Pratzschwitzer Straße 15
D-01796 Pirna

Dipl.-Ing. Ramona Schröer
Universität Kassel
FB Bauingenieurwesen
FG Abfalltechnik
Mönchebergstrasse 7
D-34127 Kassel

Prof. Dr.-Ing. Arnd I. Urban
Universität Kassel
FB Bauingenieurwesen
FG Abfalltechnik
Mönchebergstrasse 7
D-34127 Kassel

Dipl.-Ing. Jörn Wandschneider
wandschneider + gutjahr
ingenieurgesellschaft mbh
Kattunbleiche 18
D-22041 Hamburg

In der Schriftenreihe der Fachtagung sind bisher folgende Bände erschienen:

Herausgeber

Bernd Bilitewski, Martin Faulstich, Arnd I. Urban

		Preis
Band 1	Thermische Restabfallbehandlung ISBN 3-503-03915-5, 1. Fachtagung, Dresden, 1996	vergriffen
Band 2	Thermische Abfallbehandlung Entwicklung von Technik und Kosten in einer Kreislaufwirtschaft ISBN 3-88122-892-6, 2. Fachtagung, Kassel, 1997	19,00 €
Band 3	Thermische Abfallbehandlung ISSN 0942-914X, 3. Fachtagung, Garching bei München, 1998	vergriffen
Band 4	Thermische Abfallbehandlung Co-Verbrennung ISBN 3-9805174-7-0, 4. Fachtagung, Dresden, 1999	vergriffen
Band 5	Thermische Abfallbehandlung Zukunft in Deutschland und Europa ISBN 3-89792-003-6, 5. Fachtagung, Kassel, 2000	19,00 €
Band 6	Thermische Abfallbehandlung ISSN 0942-914X, 6. Fachtagung, Garching bei München, 2001	Reste
Band 7	Thermische Abfallbehandlung ISBN 3-934253-09-1, 7. Fachtagung, Berlin, 2002	19,00 €
Band 8	Thermische Abfallbehandlung ISBN 3-937022-01-5, 8. Fachtagung, Berlin, 2003	19,00 €
Band 9	Thermische Abfallbehandlung ISBN 3-937022-02-3, 9. Fachtagung, Berlin, 2004	29,00 €
Band 10	Thermische Abfallbehandlung ISBN 3-934253-33-4, 10. Fachtagung, Berlin, 2005	29,00 €
Band 11	Thermische Abfallbehandlung ISBN 3-89958-198-9, 11. Fachtagung, München, 2006	39,00 €

Zuzüglich Porto & Verpackung und inklusive MwSt.

Band 2 bis Band 10:

Vertrieb über:

Universität Kassel

Fachgebiet Abfalltechnik

34109 Kassel

Ab Band 11:

Vertrieb über:

kassel university press GmbH

Diagonale 10

34127 Kassel

Inhalt Band 8 (2003)

- Radde, C.: Aktuelle Abfallpolitik des Bundes
- Johnke, B.: Neue europäische Entwicklungen –BAT und Energieeffizienz bei der thermischen Abfallbehandlung
- Faulstich, M.; Denk, H.: Bedeutung von Klimaschutz und Emissionshandel bei der thermischen Abfallbehandlung
- Keldenich, K.: Modulare dezentrale Kleinverbrennungsanlagen
- Quicker, P.; Faulstich, M.: Innovatives Verfahren zur dezentralen Klärschlammverbrennung
- Vehlow, J.; Hunsinger, H.; Seifert, H.: UPSWING – eine Kombination von Abfallverbrennung und Kraftwerk
- Metschke, J.: Kesseloptimierung an der MVA Schwandorf
- Schirmer, M.; Rotter, S.; Bilitewski, B.: Vorkommen und Einfluss von Chlor in der Abfallverbrennung
- Born, M.: Thermodynamik der Chlorkorrosion bei der Mitverbrennung von Abfällen in der Kohlfeuerung
- Neukirchen, B.: Sekundarbrennstoffen in Kohlekraftwerken?
- Wuttke, J.: Grenzüberschreitende Stoffströme – Notifizierung und Bedeutung für die thermische Abfallbehandlung
- Pütz, A.: Abfallverbringung in die Länder Osteuropas und die sich daraus ergebende Problematik für Deutschland
- Marutzky, R.: Holzmengenbilanz – Anfall und Verbleib
- Friedrich, H.: Vergleich von Müllverbrennung und Mitverbrennung - umweltpolitische Auswirkungen auf Stoffströme für Deutschland und Europa
- Baum, H. G.; Pehnelt, G.: Benchmarking von Thermischen Behandlungsanlagen in Deutschland Ein bundesweiter Vergleich
- Giglberger, J.: Erfahrungen mit dem Einsatz von Gewerbemüll in bayerischen Müllverbrennungsanlagen
- Seeger, H.; Kock, O.; Urban, A. I.: Experimentelle Bestimmung des Verbrennungsverhaltens von Abfällen
- Bilitewski, B.; Härdtle, G.: Veredlung von Sekundärbrennstoffen durch Aufbereitung und Pelletierung

Inhalt Band 9 (2004)

- Schnurer, Helmut: Aktuelles Abfallrecht
- Anderl, Helmut: Thermische Verwertung von Ersatzbrennstoffen in der Wirbelschicht
110 MW Reststoffverwertungsanlage RV-Lenzing (Österreich)
- Forkert, Jan; Kappa, Sven; Mielke Frank: Betriebserfahrungen bei der thermischen
Verwertung von Sekundärbrennstoffen im Braunkohlekraftwerk
- Six, Jörg; Schmitt, Ferdinand: Wirbelschichtfeuerungsanlage Werdohl-Elverlingsen
- Urban, Arnd I.; Bilitewski, Bernd; Faulstich, Martin: Prognosen zu Abfallmengen und
Behandlungskapazitäten für die thermische Behandlung von Abfällen
- Kuchta, Kerstin: Stoffliche und energetische Verwertung von Shredderrückständen
- Mocker, Mario; Quicker, Peter; Faulstich, Martin: Möglichkeiten und Grenzen der
gemeinsamen dezentralen Verwertung biogener Roh- und Reststoffe
- Metschke, Jörg: Korrosion und Korrosionsschutz
- Crimmann, Peter; Dimaczek, Gerold; Faulstich, Martin: Korrosionsschutz durch
Thermisches Spritzen
- Zwahr, Heiner: Korrosionsschutz durch galvanisch aufgetragene Nickelschichten
- Blank, Peter: Betriebserfahrungen mit der Thermoselect-Anlage in Karlsruhe
- Spindeldreher, Olaf; Usdrowski, Norbert; Hauk, Rolf: Contherm – Thermische
Abfallverwertung im Kraftwerk
- Johnke, Bernt: BREF/BAT-Entwurf Abfallverbrennung – Stand der Anlagentechnik in
Europa
- Seeger, Hendrik; Urban, Arnd I.: Fortschritte bei der Analyse von
Sekundärbrennstoffen in einer Verbrennungsanlage im Technikumsmaßstab
- Bleckwehl, Stefan; Walter, Roland; Kolb, Thomas; Seifert, Helmut: Charakterisierung
des Abbrandverhaltens fester Brennstoffe
- Igelbüscher, Andreas; Aykut, Halas: Weitere Entwicklung der Wirbelschichttechnik
am Beispiel des offenen Düsenbodens
- Eckardt, Silke; Albers, Henning; Schirmer, Matthias; Bilitewski, Bernd: Einsatz von
Ersatzbrennstoffen in Industrieanlagen Potenziale und wirtschaftliche Aspekte
- Winkler, Jörg: Vergleich der Abfallbehandlungsalternativen mit vorhandenen
Ökobilanzmodellen

Inhalt Band 10 (2005)

- Trittin, Jürgen: Grußwort
- Gaßner, Hartmut: Aktuelles Abfallrecht
- Jung, Gottfried: Der Bericht der LAGA zum Stand der Umsetzung der Ablagerungsverordnung
- Radde, Claus-André: Deponiefreie Siedlungsabfallwirtschaft – Zielstellung 2020 – Utopie oder realistische Aufgabe?
- Stengler, Ella: Stand und Perspektiven der thermischen Abfallbehandlung in Europa
- Haferkamp, Rolf: EBS – Vollständiger Kreislauf durch Einsatz Thermischer Verfahren
- Mantau, Udo; Wagner, Jörg: Stoffstromanalyse Holz in Deutschland - Dauerhafte Nutzung oder Abfall?
- Flamme, Sabine: Bestimmung des biogenen Anteils in Sekundärbrennstoffen
- Prochaska, Michael; Pomberger, Roland; Lorber, Erich-Karl: Aufbereitungsanlage für Ersatzbrennstoffe (ThermoTeam-Anlage) - Qualitätsrelevante Anlagenmodifikationen und Weiterentwicklung der Qualitätssicherung
- Glorius, Thomas; Hüskens, Jürgen: Verminderung des Chlorgehaltes im Brennstoff durch neue Sortiertechniken
- Löschau, Margit; Rotter, Susanne: Einfluss komplexer Entsorgungssysteme auf die Thermische Abfallbehandlung
- Treder, Martin; Salamon, Andreas: Energetische Verwertung von niederkalorischen Restabfallfraktionen in einer MVA
- Hoepfner, Jürgen: Potenzial der Rostfeuerung zur thermischen Abfallbehandlung
- Igelbüscher, Andreas: Einsatz der Wirbelschichttechnik in der Abfallwirtschaft - Praktische Grundlagen, Anwendungsbeispiele
- Krämer, Jochen: Planung einer energetisch optimierten thermischen Abfallbehandlungsanlage am Beispiel der HR-AVI-Amsterdam
- Reimann, Dieter O.: Ermittlung und Bedeutung von Wirkungsgraden und Kennzahlen zur energetischen Nutzung von Abfallverbrennungsanlagen
- Kaufhold, Edgar; Kaufmann, Rolf; Goedecke, Helge: Kostenstrukturen bei der thermischen Abfallbehandlung
- Zwahr, Heiner: MV – Schlacke – mehr als nur ein ungeliebter Baustoff?
- Lang, Daniel J.; Sell, Joachim; Scholz, Roland W.; Stäubli, Beat: Die Rolle der thermischen Abfallbehandlung im Ressourcenmanagement
- Seeger, Hendrik; Urban, Arnd I.: Online-Heizwertbestimmung in einer Müllverbrennungsanlage
- Schirmer, Matthias: Freisetzungsvorverhalten von Chlor unter Berücksichtigung von Schwefel und Alkalimetallen
- Bendix, Dietmar; Quicker, Peter; Faulstich, Martin: Perspektiven der Vergasungstechnik
- Faulstich, Martin; Reichenberger, Hans-Peter; Mocker, Mario; Quicker, Peter: Aschen aus Biomassefeuerungen
- Bilitewski, Bernd; Faulstich, Martin; Urban, Arnd I.: Neue Verfahren – warum sind sie gescheitert, welche Zukunft haben sie?

Inhalt Band 11 (2006)

- Bernhard, Otmar: Grußwort
- Vehlow, Jürgen: Internationale Entwicklungen der thermischen Abfallbehandlung
- Kleppmann, Ferdinand: Entwicklung der thermischen Abfallbehandlung in der Europäischen Union
- Radde, Claus-André: Entwicklung der Abfallwirtschaft in Deutschland
- Hoffmann, Peter-Olaf: Auswirkungen der TASi auf die Auslastung von Müllverbrennungsanlagen in Nordrhein-Westfalen
- Bendix, Dietmar; Metschke, Jörg: Neue Korrosionsschutzkonzepte für Abfallverbrennungsanlagen
- Schettler, D.; Schroer, Kay; Görner, Klaus: Einsatz einer Online-Korrosionsmesssonde bei der thermischen Abfallbehandlung
- Grotefeld, Volker; Poos, Bernhard: Betriebssicherheit durch Dokumentation in Müllheizkraftwerken mit Hilfe von Standardsoftware
- Beyer, Michael; Hellwig, Udo: Leistungssteigerung durch Wasserumlaufmessung in Kesselanlagen
- Schopf, Norbert; Lindner, Walter: Emissions- und kostenoptimierte Brennersysteme
- Klasen, Thomas; Görner, Klaus; Auel, Werner; Sudau, Bernd: Optimierung des MHW Bremen - Simulation und Betriebserfahrung
- Bilitewski, Bernd: Berechnung von CO₂-Vermeidungskosten für die Optimierung von Müllverbrennungsanlagen
- Kienzl, Norbert; Staber, Wolfgang; Prochaska, Michael; Raber, Georg; Schirmer, Matthias: Bestimmung des biogenen Anteils in Ersatzbrennstoffen
- Span, Roland: Stand der CO₂-Abscheidung bei Kraftwerken
- Schröer, Ramona; Urban, Arnd I.; Schirmer, Matthias: Verbesserte Chloruntersuchung von Brennstoffen im Technikumsmaßstab
- Mocker, Mario; Quicker, Peter; Faulstich, Martin: Dezentrale thermische Abfallbehandlung – Praxiserfahrungen im Pilotmaßstab
- Löschau, Margit; Rotter, Susanne: Input-Output-Analyse als Planungs- und Bewertungsinstrument
- Johnke, Bernt; Krause, Susann; Hermann, Tim: Erfolge und Pannen bei der Entwicklung der thermischen Abfallbehandlung. Ein lehrreicher Rückblick
- Glorius, Thomas: Erfahrungen mit Produktion und Einsatz gütegesicherter Sekundärbrennstoffe - RECOFUEL
- Büchner, Harm-Peter: Was machen neue Anlagen anders?
- Günther, Johannes: Erste Betriebserfahrungen der TREA Leuna mit integriertem Ballen-Zwischenlager
- Gohlke, Oliver: Erfahrungen und Entwicklungen des Anlagenbaus für eine deponiefreie Abfallwirtschaft 2020

SYNCOM® Plus-Verfahren

Thermische Abfallbehandlung
mit Fingerspitzengefühl



seit 1925

MARTIN GmbH
für Umwelt- und Energietechnik

Mit Sauerstoff angereicherte Verbrennungsluft, gezielte Rückführung von Abgasen in die aktive Verbrennung und eine hochmoderne Feuerungsregelung mittels Infrarotkamera ermöglichen die Herstellung eines inerten Granulates auf dem Rost. Schlackeefraktion und Flugasche werden in die Feuerung zurückgeführt.

Das SYNCOM® Plus-Verfahren macht die thermische Abfallbehandlung zum zentralen Baustein einer reststoffminimierten Abfallwirtschaft.

Technik von heute für das Ziel der Abfallwirtschaft 2020