

10 Abfall- und Kreislaufwirtschaft

Botschaften

Zweifellos hat die Abfallwirtschaft in Deutschland einen bedeutenden Beitrag zur Ressourcenschonung geleistet. Eine signifikante Reduktion der Stoffströme unserer Volkswirtschaft ist jedoch nicht gelungen. Dazu sind Abfallwirtschaft und Abfallrecht auch nicht geeignet und sollten auch nicht in diesem Sinne instrumentalisiert werden. Der Ressourcenverbrauch eines Industriestaates wie Deutschland kann nur durch Maßnahmen im Hinblick auf die Produktion sowie Produktdesign und -nutzung nachhaltig reduziert werden.

Insbesondere mit dem Ende der Ablagerung nicht vorbehandelter Abfälle am 1. Juni 2005 ist die Abfallwirtschaft in Deutschland der Reduzierung der Umweltbeeinträchtigungen durch Abfälle ein großes Stück näher gerückt. Dennoch besteht in Einzelbereichen weiterer Handlungsbedarf:

- Bestehende Lücken bzw. Umgehungsmöglichkeiten des Verbotes wie bei der Ablagerung von Schredderleichtfraktion und Sortierresten müssen durch die integrierte Deponieverordnung (DeponieV), die Ersatzbaustoffverordnung (ErsatzbaustoffV) sowie eine Ergänzung der Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV) geschlossen werden.
- Die mechanisch-biologische Behandlung von Abfällen hat sich als Ergänzung zur Müllverbrennung etabliert, kämpft aber weiterhin mit der Erfüllung der Randbedingungen Entsorgungssicherheit, Rechtskonformität und Wirtschaftlichkeit. Ein weiterer Ausbau ist angesichts der offenen Fragen derzeit nicht zu empfehlen. Chancen liegen in der Weiterentwicklung des Verfahrens als Stoffstromtrennverfahren vor der Verwertung und als Exporttechnologie.
- Die Quantität der Altauto- und die Qualität der Elektro-/Elektronikschrottverwertung in Deutschland sind derzeit unbefriedigend. Insbesondere der Export ausgemusterter Produkte ins außereuropäische Ausland bedarf klarer Regulierungen (und deren Überwachung!), um eine illegale Abfallentsorgung zu verhindern. Zusätzlich sind die Hersteller aufgrund der Produktverantwortung, die durch Export nicht beendet sein sollte, in die Pflicht zu nehmen.
- Einheitliche Anforderungen an die Qualität organischer Restmassen (Klärschlamm, Kompost, Gärrückstände, Bodenhilfsmittel etc.), die sich an den Belangen des Bodenschutzes orientieren, sind weiterhin unerlässlich.
- Verschiedene Modellversuche zur Veränderung der getrennten Erfassung von Siedlungsabfällen haben keine allgemein erreichbaren Verbesserungen gezeigt. Die separate Erfassung von Altpapier und Altglas ist alternativlos, die Vorteile der

Bioabfallsammlung hängen von den regionalen Randbedingungen ab.

- Eine gemeinsame Erfassung von Restmüll und Wertstoffen ist nicht nur wegen minderer Qualitäten, sondern auch wegen der dafür benötigten Sortierkapazitäten nicht zielführend. Dagegen ist die Ausweitung der separaten Verpackungssammlung auf stoffgleiche Nichtverpackungen und Elektrokleingeräte für die Erhöhung der Wertstoffausbeute und die Reduzierung der Schadstoffbelastung des Restmülls empfehlenswert.

Mit der Novellierung der Abfallrahmenrichtlinie werden auf europäischer Ebene die Weichen für die zukünftige Ausgestaltung der Abfallwirtschaft gestellt. Die Chance für eine grundlegende abfallpolitische Neuorientierung wurde nicht genutzt. Das Abfallregime wird weiterhin überfrachtet mit Zielen und Instrumenten, die besser an anderer Stelle (Stoff- und Produktrecht) verortet werden sollten. Zu begrüßen ist das Bestreben, technische Umweltstandards für bestimmte abfallwirtschaftliche Tätigkeiten auf Grundlage der besten verfügbaren Techniken zu formulieren und damit europaweit zu harmonisieren.

10.1 Einleitung

10.1.1 Von der Abfallwirtschaft zur Ressourcenwirtschaft?

863. „Zweck des Gesetzes ist die Förderung der Kreislaufwirtschaft zur Schonung der natürlichen Ressourcen und die Sicherung der umweltverträglichen Beseitigung von Abfällen“ heißt es in § 1 des Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetzes (KrW-/AbfG). Zweifellos hat die Abfallwirtschaft in Deutschland einen bedeutenden Beitrag zum Umweltschutz geleistet. Das weitgehende Ende der Ablagerung von nicht vorbehandelten Siedlungsabfällen und der große Erfolg der verschiedenen Recyclingmaßnahmen belegen das durchaus eindrucksvoll.

Die mit Priorität verlangte Vermeidung von Abfällen geschieht nicht. In der Regel fand lediglich eine Verschiebung der Abfallmengen von der Beseitigung zur Verwertung statt. In einigen Bereichen ist eine moderate Entkopplung der Abfallmengen vom Bruttozialprodukt zu verzeichnen (Statistisches Bundesamt 2007a). Eine signifikante Reduktion der Stoffströme unserer Volkswirtschaft wurde jedoch nicht erreicht (WEBER-BLASCHKE et al. 2007), da mit der Abfallwirtschaft und dem Abfallrecht der Rohstoffverbrauch nicht zu steuern ist. Abfallwirtschaft und Abfallrecht setzen notwendigerweise am Ende der Wertschöpfungskette an und sind daher prinzipiell nicht geeignet, eine umfassende Ressourcenwirtschaft zu etablieren. Versuche, das Abfallrecht in diesem Sinne zu nutzen, überfrachten dieses Instrument. Der Ressourcenverbrauch eines Industriestaates wie Deutschland kann nur durch Maßnahmen im Hinblick auf die Produktion sowie Produktdesign und -nutzung nachhaltig reduziert

werden. Dazu sind jedoch technische und organisatorische Ansätze (innovationsoffene Langzeitprodukte, Leasing), die vor der Abfallwirtschaft ansetzen (FAULSTICH und WEBER 2000), erforderlich.

Dessen ungeachtet kann die Abfallwirtschaft in absehbarer Zukunft wichtige Leistungen für die Ressourcenbereitstellung erbringen, da einzelne Rohstoffe wie beispielsweise Kupfer bereits in wenigen Jahren in größeren Mengen in anthropogenen Lagern vorkommen als in natürlichen Lagerstätten (RECHBERGER 2007).

864. Selten waren die Voraussetzungen für eine Annäherung an die allgemeinen Ziele der Abfallwirtschaft – weniger an Menge und Schadstoffinhalten, mehr Nutzung, Verringerung negativer Umweltauswirkungen der Entsorgung – so gut wie in diesem Jahrzehnt: Vorgaben für die Produktgestaltung wie die EuP-Rahmenrichtlinie (2005/32/EC) oder die RoHS-Richtlinie (2002/95/EG) zum Verbot bestimmter Substanzen bei der Herstellung und Verarbeitung von elektrischen und elektronischen Geräten und Bauteilen werden sich auf Art, Menge und Verwertbarkeit der aus den Produkten entstehenden Abfälle auswirken. Zuverlässige Ver- und Gebote wie die Abfallablagerechtsverordnung (AbfAbIV) und die Regelungen der Produktverantwortung legen Ziele und Grenzen von Verwertung und Beseitigung fest. Zusätzlich erleichtern steigende Rohstoff- und Energiepreise das Entstehen von Märkten für aufbereitete Produkte und Stoffe.

865. Diskussions- und Entscheidungsbedarf besteht hinsichtlich der Grenzen zwischen Produkt- und Abfallpolitik. Die Voraussetzungen für Vermeidung und Verwertung werden bei der Konzeption und Herstellung der Produkte geschaffen. Die Regulierung dieser Stellschrauben liegt aber außerhalb des Abfallrechts. Prinzipiell ist die vollständige Betrachtung des Lebensweges eines Produktes mit allen seinen Umweltwirkungen von großer Bedeutung, erfordert aber dann auch eine konsequente Regulierung über alle Lebensphasen. Insbesondere sind dazu klare Anforderungen an die jeweiligen Erzeugnisse im Stoff- und Produktrecht, nicht aber im transitorischen Abfallrecht, festzulegen. Ein Beispiel für die mögliche Ausgestaltung derartiger Regelungen ist die RoHS-Richtlinie. Hier wird die Verwendung von Blei, Cadmium, Quecksilber, sechswertigem Chrom, polybromiertem Biphenyl und polybromiertem Diphenylether in elektrischen und elektronischen Geräten geregelt.

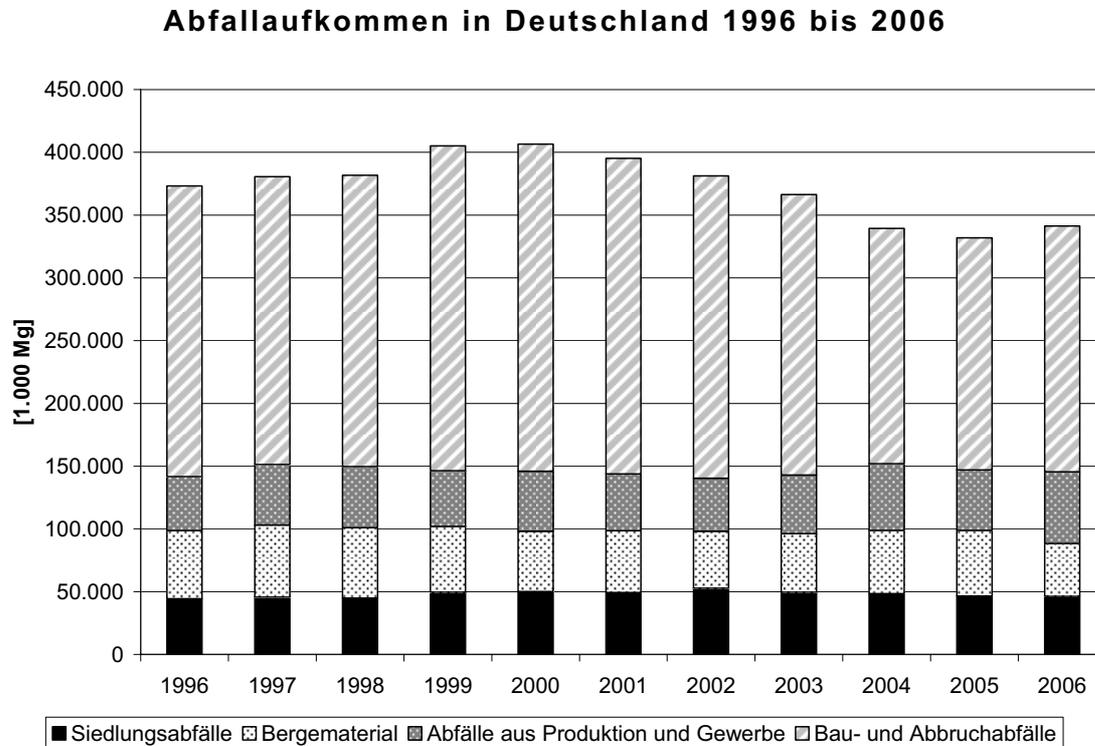
Das vorliegende Kapitel Abfallwirtschaft konzentriert sich auf die Abfallwirtschaft im engeren Sinne, wenngleich es fließende Übergänge zur Produktpolitik gibt.

10.1.2 Stand der Abfallwirtschaft

866. Für eine Bewertung der aktuellen abfallwirtschaftlichen Situation in Deutschland können die Entwicklungen der Abfallmengen, der Entsorgungswege und des verwerteten Anteils als Indikatoren herangezogen werden.

Die Abnahme der Gesamtmenge um circa 10 % zwischen 1996 und 2006 wurde hauptsächlich durch einen Rückgang der Bauabfallmengen verursacht, die baukonjunkturbedingt zurückgingen (Abb. 10-1).

Abbildung 10-1:



SRU/UG 2008/Abb. 10-1; Datenquelle: Statistisches Bundesamt 2007c; 2008a

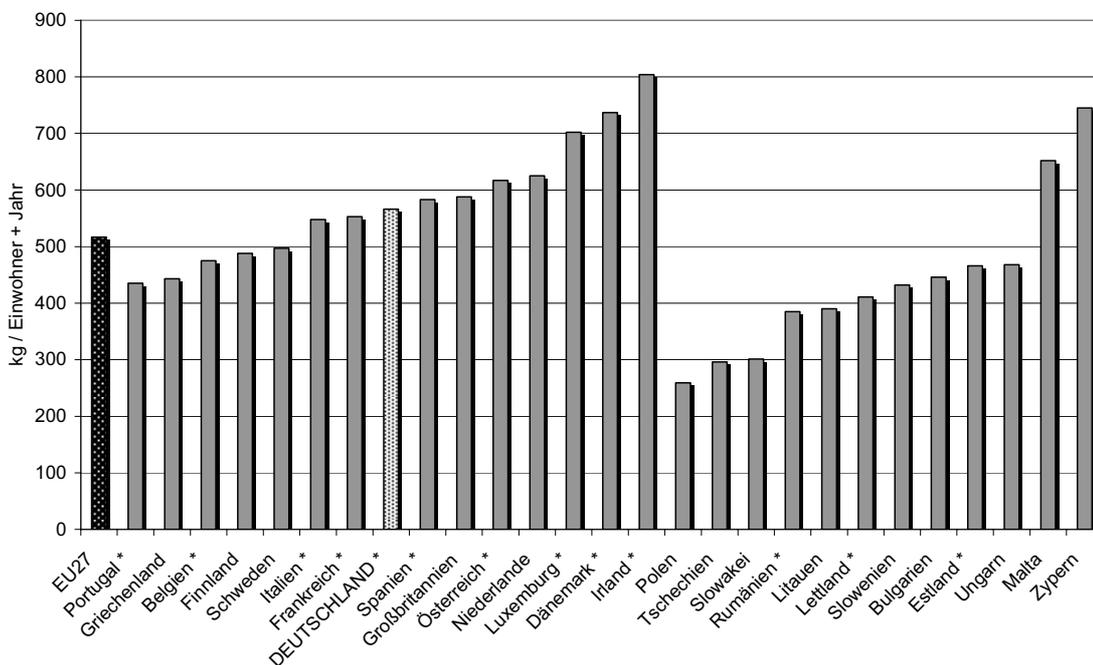
Parallel zum Rückgang der Gesamtabfallmengen seit 1999 ist für die Entwicklung des Bruttoinlandsproduktes (BIP) ein leichter Anstieg zu verzeichnen, hier ist eine Abkoppelung des Abfallaufkommens vom Wirtschaftswachstum festzustellen. Die Abfallintensität (Gesamtabfallaufkommen bezogen auf BIP), sank zwischen 1999 und 2005 um 23 % von rund 203 kg pro Tausend Euro auf rund 156 kg pro Tausend Euro (Statistisches Bundesamt 2007a).

Der Indikator „Pro-Kopf-Aufkommen an Siedlungsabfällen“ liegt im europäischen Vergleich weiterhin über dem Durchschnitt (Abb. 10-2). Deutschland liegt mit 566 kg pro Einwohner über dem Durchschnitt der EU-27 von 517 kg pro Einwohner.

867. Hinsichtlich des Verbleibs der Siedlungsabfälle und vor allem der Abkehr von der Deponierung steht Deutschland im europäischen Vergleich gut da (Abb. 10-3).

Abbildung 10-2:

Pro-Kopf-Aufkommen an Siedlungsabfällen in Europa (2006)

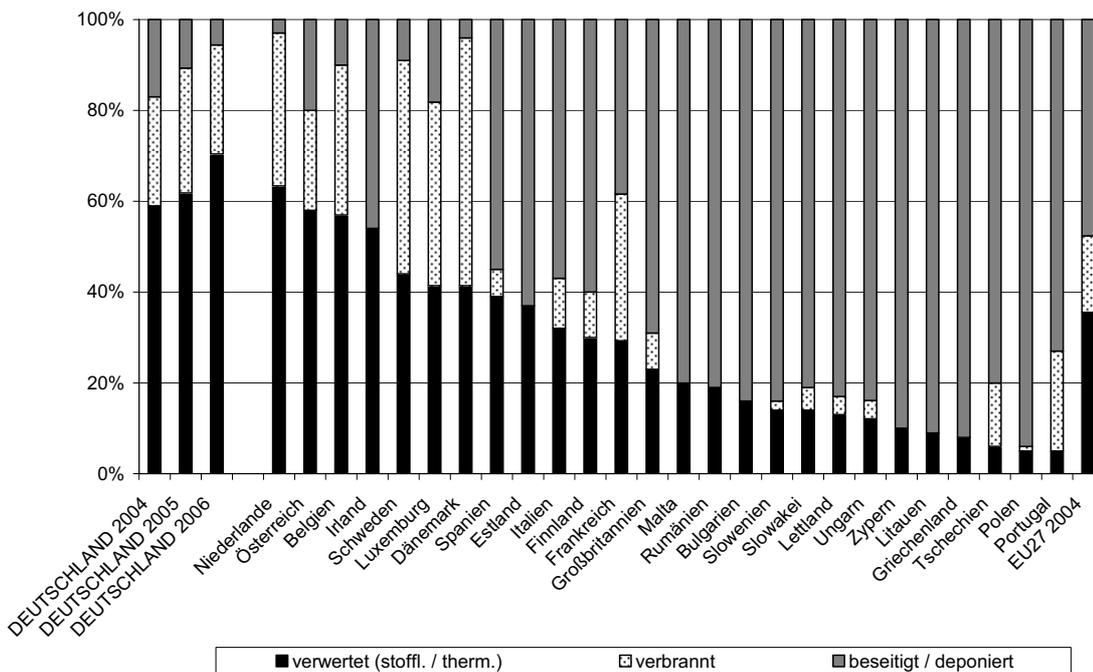


*geschätzt

SRU/UG 2008/Abb. 10-2; Datenquelle: EUROSTAT 2007

Abbildung 10-3

Entsorgungswege von Siedlungsabfall im europäischen Vergleich (2004)



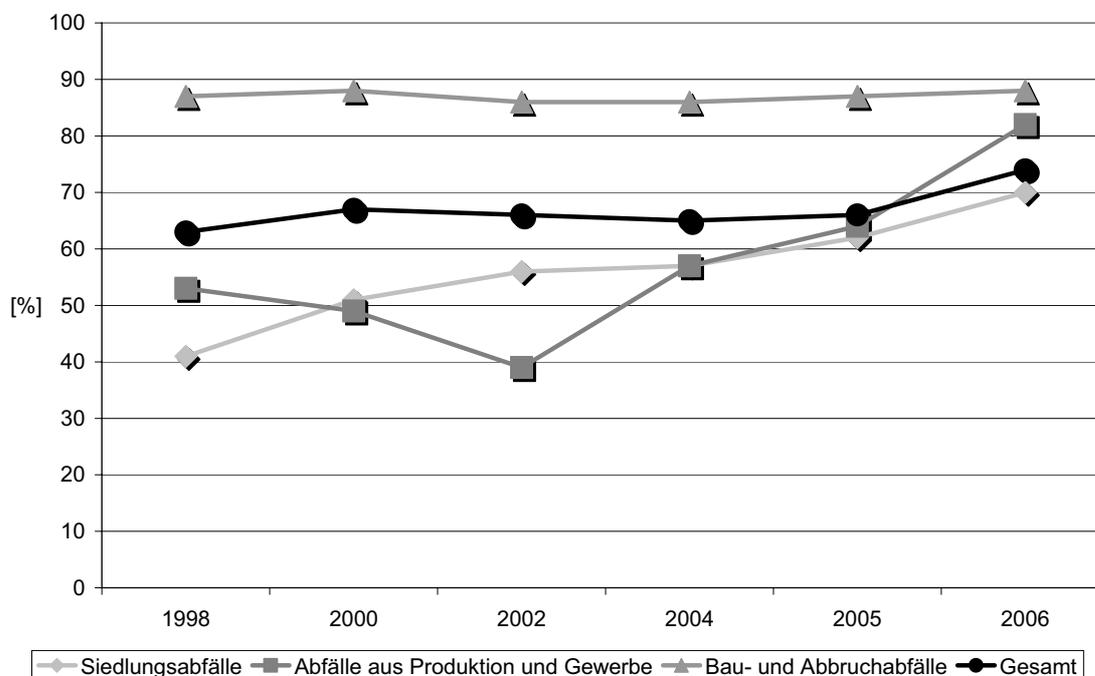
SRU/UG 2008/Abb. 10-3; Datenquellen: FFACT 2007; Statistisches Bundesamt 2007c; 2008a

Durchschnittlich wurden in Europa (EU-27) 2004 36 % der Siedlungsabfälle verwertet, 17 % verbrannt und 48 % deponiert. Die Entwicklung der Quoten in Deutschland von 2004 nach 2006 (2006: verwertet 70 %, verbrannt 24 %, deponiert/beseitigt 6 %) spiegelt die Umsetzung des Ablagerungsverbots im Juni 2005 wider. Mit dem Ende der zwölfjährigen Übergangsfrist für das Verbot der Ablagerung unbehandelter Siedlungsabfälle wurden erhebliche Fortschritte auf dem Weg zu einer nachhaltigeren Abfallwirtschaft erzielt. Dennoch gibt es weitere Optimierungspotenziale. Das Ablagerungsverbot wird weitgehend eingehalten, in der Praxis zeigen sich einzelne Schwachpunkte wie die Verfüllung von Abgrabungen mit Sortierresten oder die Deponierung von Schredderleichtfraktionen, die zu einer Umgehung des Verbots führen. Hier ist Abhilfe durch die geplante ErsatzbaustoffV und die integrierte DeponieV zu erwarten.

868. Die Verwertungsquote für die Gesamtabfallmenge lag in Deutschland 2006 bei 74 % und weist damit eine deutliche Steigerung gegenüber den Vorjahren auf (Abb. 10-4). In den Kategorien Siedlungsabfall und Abfälle aus Produktion und Gewerbe ist ein Anstieg der verwerteten Mengen zu verzeichnen, der auf Fortschritte bei der Sammlung und Aufbereitung hinweist. Diese sind möglicherweise auch durch den allgemeinen Anstieg der Rohstoffpreise motiviert.

Abbildung 10-4

Entwicklung der Verwertungsquoten in Deutschland 1998 bis 2006



SRU/UG 2008/Abb. 10-4; Datenquelle: Statistisches Bundesamt 2007b; 2008a

869. Die dargelegten und kommentierten Daten zeigen, dass die Abfallwirtschaft in Deutschland im Rahmen ihrer Möglichkeiten einen nennenswerten Beitrag zu einer

Ressourcenwirtschaft leistet und ihr eine moderate Entkopplung vom Wirtschaftswachstum gelungen ist.

Der strategische Ansatz des „Ziels 2020“ – vollständige Verwertung (BMU 1999) - sollte als Leitbild, nicht aber als 100 %-Ziel weiter verfolgt werden. Eine Verwertung um jeden Preis ist wenig sinnvoll, wenn die Umweltbelastungen bei geordneter Beseitigung und Neuproduktion niedriger ausfallen. Die Kriterien des KrW-/AbfG – Umfang der Emissionen, Ressourcenschonungseffekt, Energiebilanz und Schadstoffflüsse – bilden nicht nur die Grundlage für die Bewertung der Entsorgungsalternativen, sondern erleichtern die Identifikation von Schwachpunkten der Verfahren und damit deren Weiterentwicklung.

870. In den folgenden Ausführungen werden ausgewählte rechtliche und technische Entwicklungen der aktuellen Abfallwirtschaft analysiert und bewertet, die die aktuelle abfallwirtschaftliche Diskussion prägen. Es handelt sich weitgehend um Optimierungsprobleme in einem insgesamt rechtlich, technisch und ökonomisch fortgeschrittenen Handlungsfeld:

- Die *MBA-Technologien* (mechanisch-biologische Abfallbehandlung), die sich seit 2005 in der Praxis bewähren müssen, werden einer ersten Überprüfung unterzogen.
- Für *Organische Abfälle* wie Klärschlamm, Bioabfälle und Gärrückstände steht die Novellierung einzelner Verordnungen an, da nach wie vor keine Zusammenführung und Vereinheitlichung der Anforderungen an die Nutzung erreicht werden konnte.
- Die Diskussion um verschiedene Varianten zur *Erfassung von Haus- und Verpackungsabfällen* wird zusammengefasst. Ökonomische und ökologische Sachargumente werden dabei überlagert von der Frage der zukünftigen Aufteilung des Abfallwirtschaftsmarktes.
- Der Stand der Umsetzung verschiedener *Produktverordnungen* an den Beispielen Altfahrzeuge und Elektrogeräte zeigt Schwächen, die einer Nachbesserung bedürfen.

Die Kommentierung der novellierten Abfallrahmenrichtlinie (AbfRRL) behandelt das jüngste Thema der Abfallwirtschaft.

10.2 Mechanisch-biologische Abfallbehandlung

10.2.1 Aktuelle Situation

871. Mit der Verabschiedung der AbfAbIV im März 2001 wurde die Gleichwertigkeit der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung mit den thermischen Abfallbehandlungsverfahren anerkannt. Für die erzeugte Deponiefraction wurden Grenzwerte (Ablagerungsparameter wie z. B. Eluatkriterien für Schwermetalle, TOC (Total Organic

Carbon), Brennwert) festgeschrieben. Hinzu kamen emissionsrechtliche Bestimmungen in der 30. Bundesimmissionsschutzverordnung (30. BImSchV) und der Anhang 23 der Abwasserverordnung (AbwV) für Abwasser aus der MBA.

In den verbliebenen vier Jahren bis zum Inkrafttreten der AbfAbIV am 1. Juni 2005 und dem damit verbundenen Ende der Ablagerung unvorbehandelter Abfälle wurden bis heute MBA-Kapazitäten für circa 20 % der in Deutschland anfallenden Siedlungsabfälle installiert (ASA 2007). Dabei wurden in Abhängigkeit vom Ziel der Behandlung (Erzeugung einer deponiefähigen und/oder einer heizwertreichen Fraktion) unterschiedliche verfahrenstechnische Konzepte wie mechanische Aufbereitung (MA), mechanisch-biologische Abfallbehandlung (MBA), mechanisch-biologische Stabilisierung (MBS) und mechanisch-physikalische Stabilisierung (MPS) entwickelt.

Mit der Realisierung waren und sind zahlreiche praktische Probleme verbunden: Anfangs ging es vor allem um fehlende Behandlungskapazitäten sowie Qualitätsprobleme der erzeugten Stoffströme und technische Probleme bei der Abgasreinigung der mechanisch-biologischen Behandlungsanlagen. Eine Bewertung der bisherigen Erfahrungen erfolgt anhand der allgemeinen Kriterien für die Zulässigkeit eines Entsorgungsweges:

- Entsorgungssicherheit (stabiler Dauerbetrieb),
- Rechtskonformität (Einhaltung der gesetzlichen Vorgaben),
- Wirtschaftlichkeit.

Innerhalb dieser Voraussetzungen lassen sich die Entsorgungsalternativen in Bezug auf ihre Zukunftsfähigkeit einstufen.

10.2.1.1 Verfahrenskonzepte

872. Neben der klassischen MBA haben sich die Verfahren zur MPS sowie der MBS in Deutschland etabliert, die sich hinsichtlich der Zielstellung und der eingesetzten Verfahrenstechnik deutlich unterscheiden.

Die klassischen MBA-Verfahren mit Stoffstromtrennung und biologischer Behandlung der Feinfraktion sind auf die Erzeugung einer heizwertreichen Fraktion zur thermischen Verwertung und einer heizwertarmen Fraktion zur Deponierung ausgerichtet. Dazu wird im Rahmen der mechanischen Aufbereitung die heizwertreiche Fraktion zur Nutzung als Ersatzbrennstoff abgetrennt. Ebenso werden verschiedene Wertstoffe zur stofflichen Verwertung wie beispielsweise Fe-Metalle (Eisen) und NE-Metalle (Nichteisen) separat erfasst. Die heizwertabgereicherte Fraktion wird biologisch bis zur Erreichung der Ablagerungskriterien gemäß AbfAbIV stabilisiert. Ziel ist die Inertisierung der biologisch aktiven Bestandteile.

Dagegen verfolgen die Konzepte der MPS sowie der MBS die Aufbereitung und Überführung auch der nativ organischen Bestandteile in die heizwertreiche Fraktion. Bei diesen Verfahrensvarianten ist die Trocknungsstufe die wesentliche Voraussetzung für die anschließende effiziente Auftrennung des Abfalls in Brenn-, Wert- und Inertstoffe.

873. Die klassische MBA mit Stoffstromtrennung und biologischer Behandlung der Feinfraktion bis zum Erreichen der Ablagerungsfähigkeit verfügt über 63 % der Gesamtanlagenkapazität. Die biologische Stufe dieser Anlagen wird zu circa 60 % als reine Rotteanlage mit Boxen-, Zeilen-, Tafelmieten- und Tunnelrotte ausgeführt und zu circa 40 % als Kombinationsanlage mit Vergärungsstufe. Bei den Vergärungsstufen werden Trocken-, Nass- und Perkolationsverfahren eingesetzt (KETELSEN et al. 2005).

Tabelle 10-1 zeigt die Verteilung der mechanisch-biologisch behandelten Abfallmengen (2006: 4,9 Mio. Mg (Megagramm)) auf die verschiedenen Verfahrenskonzepte in 48 erfassten Anlagen.

Tabelle 10-1

Aufteilung der Abfälle auf die Verfahrenskonzepte MBA, MBS und MPS

Anlagentyp	Anzahl	Input [%]
MBA	33	63 %
MBS	12	28 %
MPS	3	9 %
Summe	48	100 %
Quelle: KÜHLE-WEIDEMEIER et al. 2007		

10.2.1.2 Anlagenanzahl und Mengenströme

874. Bis Dezember 2006 wurden in Deutschland insgesamt fünfzig MBA- und MPA-Anlagen (mechanisch-physikalische Abfallbehandlungsanlagen) errichtet. Zwischenzeitlich wurden jedoch zwei Anlagenstandorte in Baden-Württemberg aufgrund anhaltender verfahrenstechnischer Probleme geschlossen, sodass aktuell 48 Anlagen existieren.

Mengenmäßig haben die Bundesländer Niedersachsen mit zwölf Anlagen und einer Behandlungskapazität von 1 056 100 Mg sowie Berlin/Brandenburg mit neun Anlagen und einer Behandlungskapazität von 1 146 500 Mg den größten Anteil an den mechanisch-biologisch behandelten Abfällen in Deutschland (ASA 2007).

In der Summe der in Deutschland installierten MBA-, MBS- und MPS-Anlagen bestehen nach Angaben der Arbeitsgemeinschaft Stoffspezifische Abfallbehandlung

(ASA e. V.). Kapazitäten für die Behandlung von 5,6 Mio. Mg Siedlungsabfällen vorwiegend bestehend aus Hausmüll, hausmüllähnlichem Gewerbeabfall, Gewerbeabfall und Sperrmüll. KÜHLE-WEIDEMEIER et al. (2007) kommen in einer aktuellen Datenerhebung auf eine Summe von 4 907 341 Mg und weisen zusätzlich 30 rein mechanische Aufbereitungsanlagen mit einer Gesamtkapazität von circa 2 333 040 Mg aus, die hier jedoch nicht weiter berücksichtigt werden. Durch die Aufbereitung der Abfälle (7,2 Mio. Mg pro Jahr in MA, MBA, MBS, MPS) entstehen circa 3 Mio. Mg heizwertreiche Fraktionen (KÜHLE-WEIDEMEIER et al. 2007).

875. Der Vergleich der Output-Mengen der unterschiedlichen Verfahrensvarianten zeigt, dass die MBS- und MPS-Konzepte durch biologische bzw. thermische Trocknung einen Großteil der nativ organischen Fraktion in die heizwertreiche Fraktion überführen und somit einer energetischen Nutzung zuführen (Tab. 10-2). Dementsprechend ist der Anteil der Deponiefraktion bei den MBS- und MPS-Verfahren mit maximal 10 % erheblich geringer als bei den MBA-Verfahren, bei denen circa 41 % des Output-Materials deponiert werden müssen.

Tabelle 10-2

**Fraktionierung der Outputströme in Bezug auf den Gesamtoutput
ohne Rotte- und Trocknungsverlust der verschiedenen
Anlagenkonzepte**

Output [%]	MBA	MBS	MPS
Heizwertreiche Fraktion	46,0	62,0	81,0
Deponiefraktion	41,0	10,0	0,0
Sonstiges niederkalorisches Material	3,0	9,0	0,0
Störstoffe	2,0	9,0	0,2
NE-Metalle	0,1	0,4	1,0
Fe-Metalle	3,0	4,0	7,0
Sonstiges	5,0	6,0	11,0
Quelle: KÜHLE-WEIDEMEIER et al. 2007			

Engpässe bestehen bei der Verwertung der heizwertreichen Fraktionen aus MA, MBA, MBS und MPS, die 2006 in einer Menge von circa 3 Mio. Mg produziert wurden (KÜHLE-WEIDEMEIER et al. 2007). Nach THOMÉ-KOZMIENSKY und THIEL (2007) wurden 2006 circa 0,45 Mio. Mg Ersatzbrennstoff aus gemischten Siedlungsabfällen und produktionsspezifischen Gewerbeabfällen in deutschen Kohlekraftwerken mitverbrannt. In Zementwerken wurden 0,21 Mio. Mg Ersatzbrennstoff (2006) aus Siedlungsabfällen eingesetzt (VDZ 2007). Die genehmigten Kapazitäten werden nur teilweise ausgenutzt, da offensichtlich sowohl qualitativ als auch finanziell günstigere Alternativen wie produktionsspezifische Abfälle zur Verfügung stehen.

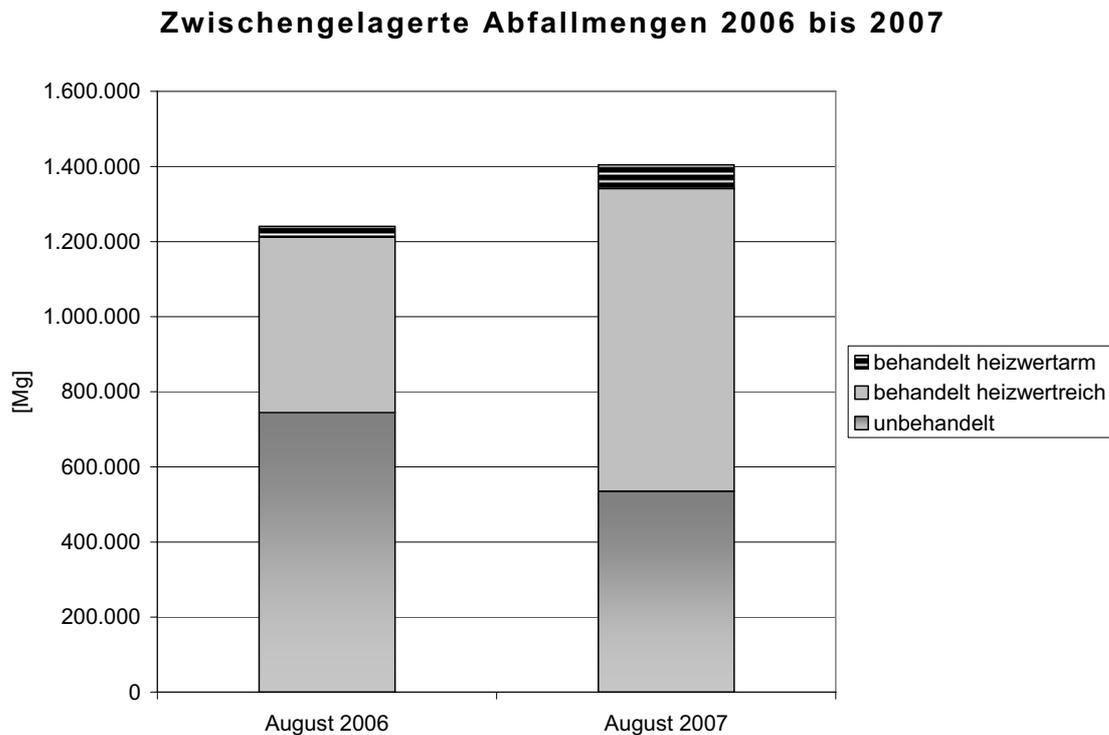
876. Die Befürchtung, dass die Gewerbeabfallfraktion zu nicht abschätzbaren Problemen auf dem Entsorgungsmarkt führen könnte (WENDENBURG 2006), hat sich bestätigt. Die Mengen waren aufgrund mangelhafter Datenlage im Vorfeld kaum abschätzbar. Der hohe Heizwert des Materials erzeugte eine Umlenkung des Mengenstroms in die Behandlungsanlagen der öffentlich-rechtlichen Entsorger (OPPHARD und SCHÄFER 2006). Für rund 4 bis 5 Mio. Mg pro Jahr bestehen teilweise erhebliche Entsorgungseingänge an Behandlungs- und Verwertungskapazitäten in Müllverbrennungsanlagen (MVA), MBA-Anlagen oder Anlagen der Mono- und Mitverbrennung. Die knappen Kapazitäten führten zu deutlich höheren Entsorgungspreisen für gewerbliche Abfälle und in Folge zu illegalen Ablagerungen, beispielsweise in bergbaulichen Verfüllungsmaßnahmen oder Tongruben (RADDE 2007). Nach Schätzungen verschiedener Entsorgerverbände werden derzeit zwischen 1 bis 9 Mio. Mg Abfälle bei der Verfüllung von Tagebaugruben entsorgt, indem beispielsweise Gewerbeabfälle mit mineralischen Abfällen vermischt und eingebaut werden (EUWID 2007a).

10.2.1.3 Zwischengelagerte Mengen

877. Seit Inkrafttreten der AbfAbIV im Juni 2005 hat das Verbot der Ablagerung unvorbehandelter Abfälle auf Deponien zu Kapazitätsengpässen bei der Abfallbehandlung sowie bei der Verwertung der erzeugten heizwertreichen Fraktionen geführt (FRICKE et al. 2006). ALWAST und BÖLLHOFF (2006) prognostizierten einen Anstieg der Zwischenlagerung unvorbehandelter Abfälle auf eine Größenordnung von 4,5 Mio. Mg bis 2008 und maximal 12 Mio. Mg insgesamt einschließlich heizwertreicher Fraktionen. Aufgrund der Inbetriebnahme bzw. besseren Auslastung weiterer MBA sowie des Zubaus weiterer Verbrennungskapazitäten gingen ALWAST und BÖLLHOFF (2006) davon aus, dass ab 2008 Überkapazitäten, die einen Abbau der Zwischenlager von unbehandelten Abfällen ermöglichen, zur Verfügung stehen werden. Die reale Entwicklung spielt sich allerdings weniger dramatisch ab (Abb. 10-5). Nach Meldungen der Bundesländer wurden bis August 2006 rund 745 000 Mg unvorbehandelte Abfälle, rund 467 000 Mg heizwertreiche Fraktion und 30 000 Mg heizwertarme Fraktion zwischengelagert (RADDE 2007). Die Lager mit unbehandeltem Abfall

werden bereits abgebaut, während für die heizwertreiche Fraktion ein Anstieg zu verzeichnen ist. Mit Blick auf die steigenden Kapazitäten in ersatzbrennstoffbefeuerten Kraftwerken (EBS-Kraftwerke) und das damit absehbare Sinken der Entsorgungskosten für die heizwertreiche Fraktion ist die Ausweitung der Zwischenlagerung – im Rahmen der geltenden Regelungen – schlüssig.

Abbildung 10-5



SRU/UG 2008/Abb. 10-5; Datenquelle: EUWID 2007f

Nicht zu unterschätzen sind dennoch die Risiken der Zwischenlagerung: Die Zwischenlagerung von unbehandelten Abfällen setzt dieselben Abbauprozesse in Gang, die in einer Deponie ablaufen und bringt daher dieselben Probleme der Geruchsbelästigung, Deponiegasbildung und Gefahr der Selbstentzündung mit sich. Die Zwischenlagerung von behandeltem Abfall, das heißt der mittel- oder hochkalorischen Fraktion aus der mechanisch-biologischen Behandlung, erfordert ein weitreichendes Brandschutzkonzept. Dennoch kommt es wiederholt zu Bränden, die nur mit erheblichem Aufwand zu beherrschen sind. Die Lagerung in kunststoffummickelten Ballen reduziert das Risiko der Selbstentzündung, allerdings muss die Unversehrtheit der Folien für einen Luftabschluss gewährleistet sein (BRÄCKER 2007). Der finanzielle und energetische Aufwand für die Zwischenlagerung wirkt sich in einer Gesamtbetrachtung des Verfahrens MBA negativ aus.

Für die heizwertreiche Fraktion aus MBA werden noch über eine längere Zeit Verbrennungskapazitäten fehlen. Angesichts zahlreicher unbekannter Entwicklungen (z. B.

mengenmäßige Bedeutung des Exportes von Abfällen, tatsächliche Realisierung von Verbrennungskapazitäten) ist die zukünftige Situation jedoch sehr schwer abschätzbar.

10.2.2 Schwachstellenanalyse

878. Seit die ersten MBA-Anlagen am 1. Juni 2005 in Betrieb gegangen sind, trat eine Reihe von verfahrenstechnischen Problemen bei der mechanischen Aufbereitung und bei den Stabilisierungsverfahren auf. Teils waren sie durch die kurze Frist zwischen Verabschiedung der AbfAbIV und deren Inkrafttreten, teils durch unzureichende Erfahrungen mit dieser vergleichsweise jungen Technologie bedingt. In der Folge kam es zu Inbetriebnahmeverzögerungen, Problemen mit der Einhaltung der in der AbfAbIV festgeschriebenen Ablagerungskriterien und infolgedessen zu Schwierigkeiten bei der Entsorgung der entsprechenden Siedlungsabfallmengen.

10.2.2.1 Mechanische Aufbereitung

879. Die mechanische Aufbereitung der Abfälle dient unabhängig davon, ob es sich um eine MBA-, MBS- oder MPS-Anlage handelt, der Auftrennung des Abfalls in die verschiedenen Stoffströme zur stofflichen und thermischen Verwertung sowie gegebenenfalls zur Separation einer Deponiefraktion. Der Betriebssicherheit und Funktionsfähigkeit dieses Verfahrensbausteines kommt damit maßgebliche Bedeutung zu.

Das Umweltbundesamt (UBA) hat eine Datenerhebung und -auswertung zur aktuellen Situation der MBA in Deutschland beauftragt (KÜHLE-WEIDEMEIER et al. 2007), die unter anderem ergeben hat, dass in nahezu allen Bereichen der mechanischen Aufbereitung Optimierungsmaßnahmen, Ersatzvornahmen und Ergänzungen durch weitere Aggregate erforderlich waren. So wurden im Bereich der Vor- und Nachzerkleinerung Probleme bezüglich der geforderten Durchsatzleistung, des Zerkleinerungsgrades sowie der Betriebssicherheit infolge häufiger Ausfälle und Verstopfungen beispielsweise nach Störstoffeinträgen in die Aggregate genannt. In verschiedenen Anlagen wurden weitere Fe-Abscheider zur Optimierung der Wertstoffabtrennung und Störstoffabscheidung integriert. Weiterhin wurden zusätzliche NIR-Geräte (zur Nah-Infrarot-Separation) installiert, um die Ersatzbrennstoffqualitäten zu steigern. Im Bereich der Siebtechnik waren Anpassungen der Siebschnitte erforderlich, um die Anforderungen an die verschiedenen Stoffströme zu erfüllen. Besonders im Bereich der Nachzerkleinerung und Pelletierung wurden extrem hohe Verschleißerscheinungen festgestellt, die zu entsprechend verkürzten Wartungsintervallen und erhöhten Betriebskosten geführt haben.

10.2.2.2 Biologische Aufbereitung

880. Die biologische Aufbereitung dient je nach Verfahrenskonzept entweder der Stabilisierung der nativ organischen Fraktion zum Zweck der nachfolgenden Deponierung (MBA) gegebenenfalls mit Energiegewinnung durch Biogaserzeugung oder der Trocknung und Zuführung dieser Fraktion zur heizwertreichen Fraktion zur thermischen Verwertung (MBS).

Bei beiden Verfahrenskonzepten haben sich Probleme ergeben, die sich vor allem durch die Überschreitung der Ablagerungskriterien für die Deponiefraktion gemäß AbfAbIV manifestiert haben. In der Datenerhebung und -auswertung zur aktuellen Situation der MBA in Deutschland (KÜHLE-WEIDEMEIER et al. 2007) wurden zur Behebung dieser Probleme Änderungen im Bereich der Befeuchtungs- und Umsetztechnologie sowie Optimierungen im Luftmanagement angegeben. Die Anpassungen des Luftmanagements hatten dabei neben der Optimierung der Intensivrottesysteme auch die Reduzierung der Abluftmengen durch vermehrte Umluftführung zum Ziel.

Folgeprobleme mit überhöhten Rottetemperaturen wurden durch Nachrüstungen im Bereich der Umluftkühlung gelöst. Bei den aeroben Konzepten haben sich im Intensivrottebereich häufig Probleme durch Verstopfung der Belüftungssysteme gezeigt, die zu anaeroben Zonen im Rottegut führten.

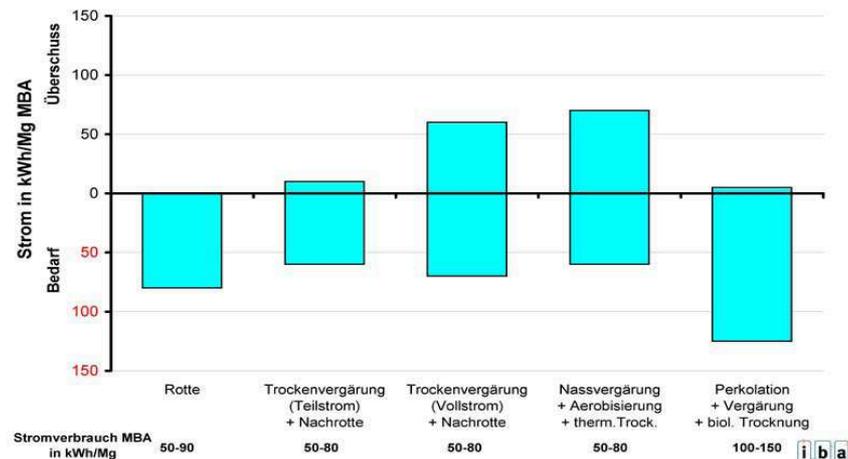
Besonders Anlagen mit anaeroben Verfahrenskomponenten nannten Probleme im Bereich der Prozesswasseraufbereitung und -kreislaufführung. Hier kam es zu Verstopfungen der Bewässerungssysteme. Der anaerobe Behandlungsprozess wurde teilweise als instabil bezeichnet und ist durch Schwimmdecken- und Schaumbildung sowie nachfolgende Probleme bei der fest/flüssig-Separation gekennzeichnet. Zwei anaerobe Anlagen mit Perkolationstechnologie wurden bislang stillgelegt.

Energieeffizienz

881. Hinsichtlich der Energieeffizienz der unterschiedlichen MBA-Konzepte weisen rein aerobe Verfahren grundsätzliche Defizite auf, da der Energieinhalt der organischen Substanz vollständig in nicht nutzbare Wärme umgewandelt wird. Dagegen ermöglichen die verschiedenen Kombinationsverfahren mit anaeroben Teil- oder Vollstromkonzepten eine Energiegewinnung in Abhängigkeit vom Anteil der anaerob behandelten organischen Bestandteile. Abbildung 10-6 zeigt jedoch, dass auch bei den Verfahren mit Trockenvergärung im Teilstrom sowie den Perkolationsverfahren kaum Energieüberschüsse erreicht werden können. Allerdings ist diese Bilanz abhängig vom Anteil der im Teilstrom vergorenen organischen Abfallbestandteile. Lediglich die Vollstromvergärung ermöglicht sowohl bei den Trocken- als auch bei den Nassvergärungsverfahren deutliche Energieüberschüsse, die zur Deckung des Eigenenergiebedarfes genutzt werden können (KETELSEN et al. 2005).

Abbildung 10-6

Strombedarf und -überschuss verschiedener MBA-Konzepte



Quelle: KETELSEN et al. 2005

10.2.2.3 Abluftbehandlung

882. Die Anforderungen der 30. BImSchV an die Qualität der Abluft aus MBA sind in Tabelle 10-3 aufgeführt. Besonders die Anforderungen an den Gesamtkohlenstoff (TOC) in der Abluft sind durch rein biologische Abluftbehandlungsverfahren in Biofiltern nicht erfüllbar.

Tabelle 10-3

Emissionsgrenzwerte für MBA in Deutschland (30. BImSchV)

Parameter	Einheit	Grenzwert
Gesamtkohlenstoff (TOC)	mg/Nm ³ *	20/40 ****
Gesamtkohlenstoff (TOC)	g/Mg MBA-Input	55
Lachgas (N ₂ O)	g/Mg MBA-Input	100
Staub	mg/Nm ³	30/10 ****
Dioxine/Furane (PCDD/F)	ng TE ^{**} /Nm ³	0,1
Geruch	GE ^{***} /Nm ³	500
*Nm ³ = Normkubikmeter; **TE = Toxitätseinheit; ***GE = Geruchseinheit; ****Tagesmittelwert/Halbstundenmittelwert		
SRU/UG 2008/Tab. 10-3; Datenquelle: 30. BImSchV		

Aufgrund der hohen Anforderungen an den Parameter TOC und der vergleichsweise geringen Konzentration organischer Kohlenstoffe in MBA-Abluft hat sich in Deutsch-

land das Verfahren der regenerativen thermischen Oxidation (RTO) in Kombination mit vorgeschaltetem saurem Wäscher zur Ammoniakabscheidung etabliert, mit dem die Einhaltung der vorgegebenen Grenzwerte technisch problemlos möglich ist (WALLMANN et al. 2006). Aufgrund der relativ geringen Kohlenstoffkonzentrationen in MBA-Abluft ist ein autothermer Betrieb der RTO-Anlage jedoch nicht möglich und erfordert den Einsatz fossiler Energieträger zur Oxidation der organischen Abluftbestandteile. Aus diesem Grund wird häufig ein komplexes Abluftmanagementsystem mit Umluftführung und -kühlung installiert, um die Abluftvolumina klein zu halten und die Minimierung der Schadstoffemissionen nicht durch einen unverhältnismäßig hohen Verbrauch fossiler Energieträger mit entsprechenden CO₂-Emissionen zu erkaufen (WALLMANN et al. 2006).

Die Realisierung eines Abluftmanagements mit reduzierten Abluftmengen kompensiert aufgrund der erhöhten Stromverbräuche jedoch den verringerten Bedarf an fossiler Energie zum Betrieb der RTO nahezu vollständig (KETELSEN et al. 2007).

Seit der Inbetriebnahme der ersten RTO im Juni 2005 wurden vielfach Korrosionserscheinungen festgestellt, die unterschiedliche Ursachen haben. Zum einen fallen in den Abgasleitsystemen Kondensate mit korrosiv wirksamen Bestandteilen aus. Zum anderen führt die in der Praxis teilweise genutzte Möglichkeit der Zumischung von heißem Reingas aus der Brennkammer zum kalten Rohgas sowie die vielfach praktizierte Spülung der Regeneratoren mit Reingas zu einem zusätzlichen Eintrag von Säurebildnern wie zum Beispiel oxidierten Chlorverbindungen (aus Kunststoffen und Kochsalz) oder Schwefeloxiden, die den Korrosionsangriff erhöhen (NEESE et al. 2006).

Ein weiteres Problem stellt die Belastung von MBA-Rohgasen mit siliciumorganischen Verbindungen dar, die vermutlich während des biologischen Abbaus von beispielsweise Waschmitteln oder Kosmetika entstehen. Durch Oxidation dieser Verbindungen zu Siliciumdioxid (SiO₂) lagern sich diese an den Wabenkörpern der RTO ab und führen zu einer zunehmenden Verblockung der Regeneratoren. In der Folge kommt es zu Druckanstiegen innerhalb der Regeneratoren sowie zu einer deutlichen Reduzierung der effektiv verfügbaren Wärmetauscheroberfläche, die unplanmäßig hohe Zusatzbrennstoffverbräuche verursachen (NEESE et al. 2006).

10.2.3 Bewertung der erzeugten Stoffströme

10.2.3.1 Heizwertarme Fraktion

883. Die wesentlichen Parameter für den Nachweis der Ablagerungsfähigkeit wurden in der AbfAbIV mit dem TOC im Feststoff (18 Masse-%), dem TOC im Eluat (250 mg/l) und der Atmungsaktivität innerhalb von vier Tagen (AT₄) (5 mg O₂/g TS) festgeschrieben. Entgegen den Ergebnissen und Empfehlungen aus dem BMBF-Verbundvorhaben

„Mechanisch-biologische Vorbehandlung von zu deponierenden Abfällen“ wurde der TOC im Eluat anstatt auf 300 mg/l (FRICKE und MÜLLER 2001) auf 250 mg/l festgesetzt. Nach der Inbetriebnahme der verschiedenen Verfahrenskonzepte mit Ausschleusung einer Deponiefraction zeigten sich Grenzwertüberschreitungen besonders bezüglich des Parameters $\text{TOC}_{\text{Eluat}}$. Dies war zu erwarten, da zwischen den Parametern eine Korrelation besteht, das heißt die Ausschöpfung des geltenden Grenzwertes für AT_4 zu einer Überschreitung des $\text{TOC}_{\text{Eluat}}$ führen wird.

Vor diesem Hintergrund wurde im Auftrag der ASA e. V. ein Projekt zum „Status der Erreichung der Ablagerungskriterien in MBA“ initiiert, an dem sich 13 MBA beteiligten (sechs rein aerobe MBA, vier Trockenvergärungsanlagen (Teilstrom und Vollstrom) sowie drei Nassvergärungsanlagen) (ASA 2006). Im Ergebnis dieser Untersuchung wurde unter anderem festgestellt, dass sechs der neun ausgewerteten MBA den Median für den $\text{TOC}_{\text{Eluat}}$ von 250 mg/l im Output-Material nicht eingehalten haben und drei weitere Anlagen im Bereich 250 bis 300 mg/l lagen. Weiterhin wurde festgestellt, dass das 80 %-Perzentil des $\text{TOC}_{\text{Eluat}}$ von sieben der neun ausgewerteten Anlagen aufgrund hoher Schwankungsbreiten bei der Analytik des $\text{TOC}_{\text{Eluat}}$ nicht eingehalten wurde.

Aufgrund dieser Ergebnisse hat die ASA e. V. folgende Vorschläge zur Anpassung der Grenzwerte an die aus dem Betrieb großtechnischer MBA-Anlagen gewonnenen Erkenntnisse gemacht:

- Anpassung der Werte AT_4 und $\text{TOC}_{\text{Eluat}}$ an die in der Praxis festgestellte Korrelation, das heißt Anhebung des Zuordnungswertes im Anhang 2 der AbfAbIV auf 300 mg/l,
- Berücksichtigung der Schwankungen aus Probenahme, Probenaufbereitung und Analytik bei der Bestimmung des $\text{TOC}_{\text{Eluat}}$, das heißt Anhebung des Grenzwertes für das 80 %-Perzentil nach Anhang 4 Nr. 3.3 der AbfAbIV und der Kontrollanalysen nach Anhang 4 Nr. 3.2 auf 600 mg/l,
- Berücksichtigung der Korrelation von AT_4 und $\text{TOC}_{\text{Eluat}}$ zur Verminderung des Analytensaufwandes, das heißt Erweiterung der Gleichwertigkeitsregelung von AT_4 und Gasbildungsrate innerhalb von 21 Tagen (GB_{21}) auf den $\text{TOC}_{\text{Eluat}}$.

Der Bundesrat hat in seiner Sitzung am 7. Juli 2006 diese in drei Anträgen der Bundesländer Brandenburg und Niedersachsen übernommenen Vorschläge beraten und die oben genannten Vorschläge 1 und 2 mehrheitlich beschlossen.

Die entsprechenden Änderungen traten im Februar 2007 in Kraft.

Eine weitere Befragung von 33 Anlagenbetreibern (20 aerob, 13 anaerob) hat ergeben, dass im Jahr 2006 circa zwei Drittel der Anlagen die Stabilitätskriterien der AbfAbIV in ihrer alten Fassung, das heißt mit einem Grenzwert für den $\text{TOC}_{\text{Eluat}}$ von 250 mg/l, einhalten (KÜHLE-WEIDEMEIER et al. 2007). Eine differenzierte Betrachtung aerober und anaerober Verfahrenskonzepte ergab, dass vor allem die anaeroben Verfahren

Probleme mit der Einhaltung der Ablagerungskriterien haben und im 1. Halbjahr 2005 nur zu 23 % und im 2. Halbjahr 2006 zu 54 % ordnungskonforme Deponiefractionen erzeugt haben. Die Aussagekraft dieser Ergebnisse ist jedoch eingeschränkt, da teilweise bis zu 52 % der Anlagenbetreiber keine Angaben gemacht haben.

Da überwiegend der Parameter $\text{TOC}_{\text{Eluat}}$ Probleme verursachte, war mit der seit Februar 2007 gültigen Fassung der AbfAbIV mit einer weiteren Erhöhung des Anteils der Anlagen zu rechnen, die ablagerungsfähige Deponiefractionen erzeugen. Laut einer Blitzumfrage der ASA e. V. unter ihren Mitgliedern im Januar 2008 werden die Grenzwerte mittlerweile in allen betroffenen Anlagen ($n = 28$) eingehalten (schriftliche Mitteilung der ASA e. V., 15. Januar 2008).

10.2.3.2 Langzeitverhalten der mechanisch-biologisch stabilisierten Deponiefraction

884. Die gasförmigen und flüssigen Emissionen mechanisch-biologisch vorbehandelter Restabfälle werden bei Einhaltung der in der Abfallablagerversordnung festgeschriebenen Grenzwerte insbesondere für die Parameter AT_4 und $\text{TOC}_{\text{Eluat}}$ gegenüber unbehandelten Restabfällen deutlich reduziert.

Das Restgasbildungspotenzial wird auf eine Größenordnung von etwa 10 % des ursprünglich vorhandenen Gasbildungspotenzials vermindert, sodass eine aktive Entgasung der Deponien voraussichtlich nicht mehr erforderlich sein wird. Die verbleibenden Methanemissionen können weitgehend in den aeroben Zonen der Deponieabdeckungen oxidiert werden (EHRIG 1999).

Durch die mechanisch-biologische Behandlung werden Sickerwasseremissionen um circa 90 % reduziert und die besonders emissionsintensive saure Phase im Deponiekörper wird durch den direkten Einstieg in die stabile Methanphase unterbunden (EHRIG 1999; HÖRING und EHRIG 1999). Damit sind unkalkulierbare Belastungsschübe im Nachsorgezeitraum der Deponie unwahrscheinlich.

Allerdings gehen SPILLMANN et al. (2006) selbst bei Einhaltung der Stabilitätskriterien nach Abfallablagerversordnung davon aus, dass ein zwar weitgehend entgaster, aber dennoch unkalkulierbar lange konservierter anaerober Deponiekörper entsteht, sodass auch bei reinen MBA-Deponien die Dauer der Nachsorgezeiträume die Funktionsfähigkeit der technischen Sicherungssysteme übersteigt.

Die Einbaudichte der Deponiefraction wird durch die Abtrennung der hochkalorischen Fraction sowie die Zerkleinerung und Absiebung der Deponiefraction deutlich erhöht und führt zu einer gegenüber unbehandelt abgelagerten Abfällen reduzierten Durchströmbarkeit des Deponiekörpers. Aufgrund der höheren Verdichtung werden Setzungen vermindert und vergleichmäßig, sodass die Oberflächenabdeckung frühzeitig auf-

gebracht und Niederschlagseinträge in der Bewirtschaftungsphase der Deponie reduziert werden können (MÜNNICH et al. 2005).

Allerdings führt die hohe Verdichtung des Deponates in Verbindung mit der geringen hydraulischen Leitfähigkeit zu einer Zeitverzögerung in der Kinetik der Sickerwasserbildung und wirkt sich damit negativ auf die Dauer der Nachsorgephase aus, wenngleich gegenüber konventionellen Deponien quantitativ und qualitativ deutlich geringere Sickerwasseremissionen zu erwarten sind (DANHAMER et al. 1999).

10.2.3.3 Heizwertreiche Fraktion

885. In allen mechanisch-biologischen Behandlungsanlagen sowie Anlagen zur MBS und MPS werden heizwertangereicherte Fraktionen zur thermischen Verwertung abgetrennt. Dabei werden je nach Verfahrenskonzept und Verwertungsweg eine oder mehrere hochkalorische Fraktionen mit unterschiedlichen Heizwerten (Hochkalorik, Mittelkalorik) erzeugt.

Entsprechend Textziffer 874 f. ist bei einer derzeit installierten MA/MBA-Kapazität von circa 7,2 Mio. Mg von mindestens 3 Mio. Mg aussortierter mittelkalorischer Abfälle einschließlich Trockenstabilat mit einem durchschnittlichen Heizwert von 16 MJ/Mg auszugehen. Dazu kommen heizwertreiche Abfallfraktionen aus dem Gewerbe und der Industrie, die direkt oder nach Behandlung in Sortieranlagen anfallen. Während für die homogenen produktionsspezifischen Abfälle wie zum Beispiel Altreifen, Altöl, Altholz, Rinde, Schlämme aus der Zellstoff- und Kartonagenproduktion, Papierschlamm, Altstyropor seit Jahren Entsorgungswege in Zementwerken, Kraftwerken, Ziegeleien und Industriefeuerungen bestehen, haben sich derartige Entsorgungswege für heizwertreiche Fraktionen aus Haus- und Gewerbemüll noch nicht etabliert, bzw. stehen in Konkurrenz zu den vorgenannten Ersatzbrennstoffen (THIEL und THOMÉ-KOZMIENSKY 2007).

886. Die prinzipiellen Verwertungswege für EBS aus Siedlungs- und Gewerbeabfällen können in drei Kategorien eingeteilt werden:

- Industrielle Mitverbrennungsanlagen (Kohlekraft-/Zementwerke, Stahlwerke)
- Ersatzbrennstoff-Monoverbrennungsanlagen
- Konventionelle Abfallverbrennungsanlagen

Im Vergleich zu fossilen Regelbrennstoffen sind Ersatzbrennstoffe generell gekennzeichnet durch eine heterogene Zusammensetzung hinsichtlich Stückgröße und Inhaltsstoffen, einen hohen Anteil inerter Komponenten (Wasser, Mineralien), Alkali- und Erdalkaliverbindungen, Chlor, Schwermetallverbindungen, eine geringe Schüttdichte und damit niedrige Energiedichte.

Bei der Mitverbrennung beispielsweise in Kohlekraftwerken bestehen daher Risiken hinsichtlich der Schadstoffgehalte, der Homogenität und des Ausbrandverhaltens sowie der erforderlichen, langfristigen Sicherung der Bezugsmengen. Die kritischen Punkte umfassen unter anderem Belagsbildungen im Kessel, Hochtemperatur-Chlorkorrosion und die negative Beeinflussung der Kraftwerksreststoffe. Insgesamt wurden in deutschen Kohlekraftwerken im Jahr 2006 circa 540 000 Mg Ersatzbrennstoffe, bestehend aus gemischten Siedlungsabfällen und produktionsspezifischen Gewerbeabfällen, mitverbrannt. Für das Jahr 2007 wird die Einsatzmenge auf circa 615 000 Mg und für 2008 auf circa 650 000 Mg geschätzt (THIEL 2007).

In Zementwerken wurden im Jahr 2006 in Deutschland circa 212 000 Mg aufbereitete Fraktionen aus Siedlungsabfällen mitverbrannt (VDZ 2007). Aufgrund des bereits sehr hohen Substitutionsgrades fossiler Brennstoffe durch produktionsspezifische Ersatzbrennstoffe wie beispielsweise Altreifen, Altöl, Lösungsmittel, Tiermehle und -fette stehen die Ersatzbrennstoffe aus Siedlungsabfällen jedoch in Konkurrenz zu diesen produktionsspezifischen Ersatzbrennstoffen.

887. Im Bereich industrieller EBS-Monoverbrennungsanlagen wurden bis zum Inkrafttreten der AbfAbIV Kapazitäten für circa 470 000 Mg EBS aus Siedlungs- und Gewerbeabfällen installiert. Die aktuellen Planungen für weitere Kapazitäten schreiten zwar schnell voran und umfassen derzeit mehr als 50 Anlagen mit einer Kapazität von insgesamt mehr als 5 Mio. Mg, die Realisierungsquoten bleiben jedoch abzuwarten (THIEL und THOMÉ-KOZMIENSKY 2007). Zum einen erfordern Investitionen in derartige Kraftwerke eine gesicherte Preissituation und Bezugszeiträume für mindestens zehn Jahre. Aufgrund der im Vergleich zur Mitverbrennung deutlich höheren Investitions- und Betriebskosten von EBS-Kraftwerken werden die Zuzahlungen jedoch erheblich höher ausfallen müssen als bei der Mitverbrennung. Zum anderen beruhen die aktuell geplanten und beantragten EBS-Projekte auf angenommenen Chlorgehalten von unter einem Prozent. Aktuelle Untersuchungen zufolge liegen die Chlorgehalte (vor allem aus Kunststoffen und Kochsalz) der derzeit verfügbaren Ersatzbrennstoffe aus Siedlungs- und Gewerbeabfall aber durchgängig bei durchschnittlich 2,5 %. Für diese Ersatzbrennstoffe sind daher mangels Kapazität künftig deutlich höhere Zuzahlungen zu erwarten, die dem erhöhten Korrosionsrisiko und der aufwendigeren Abgasreinigung Rechnung tragen. Vor diesem Hintergrund bleibt abzuwarten, ob die Prognosen von ALWAST und BÖLLHOFF (2006) mit einer bereits für das Jahr 2008 abgeschätzten installierten Kapazität an EBS-Kraftwerken von circa 4 Mio. Mg realisierbar sind.

Eine weitere Möglichkeit der Verwertung der EBS-Fraktion aus Siedlungsabfällen stellt die Verbrennung in konventionellen Müllverbrennungsanlagen dar. Dazu werden diese

zur Anpassung des Heizwertes mit dem Restabfall gemischt und dem Verbrennungsprozess zugeführt.

888. Die Gegenüberstellung der Mengenströme ist aufgrund der großen Unterschiede bei der Datenermittlung schwierig und kann daher lediglich einen Trend abbilden:

Produziert wurden 2006 circa 3 Mio. Mg Ersatzbrennstoff aus Haus- und Gewerbeabfällen in mechanischen, mechanisch-biologischen und mechanisch-physikalischen Behandlungsanlagen (KÜHLE-WEIDEMEIER et al. 2007). Davon wurden 0,21 Mio. Mg in Zementwerken mitverbrannt (VDZ 2007) und 0,54 Mio. Mg in Kohlekraftwerken verwertet (THIEL 2007). Anfang 2006 waren EBS-Kraftwerke mit einer Kapazität von 0,68 Mio. Mg in Betrieb (SCHUBERT 2006), in Zwischenlagern befanden sich im August 2006 0,5 Mio. Mg (RADDE 2007). Zusammengefasst ergibt sich eine Differenz von circa 1 Mio. Mg, die vermutlich in konventionellen Müllverbrennungsanlagen eingesetzt wurden. Der Sinn der kosten- und energieintensiven Stoffstromtrennung in den vorgeschalteten MBA zur Erzeugung der heizwertangereicherten Ersatzbrennstoffe wird dadurch allerdings grundsätzlich infrage gestellt und widerspricht dem Gedanken einer nachhaltigen Kreislaufwirtschaft.

889. Die künftige Steigerung der Akzeptanz von Ersatzbrennstoffen sowohl zur energetischen Verwertung zum Beispiel in Zementwerken und Kraftwerken als auch in industriellen Prozessen erfordert neben der Einführung und Überwachung von Qualitätsstandards für Ersatzbrennstoffe (die Arbeiten an einer europäischen Norm werden voraussichtlich 2008 abgeschlossen (FLAMME 2007)) eine langfristige Planungssicherheit, um Investitionen vor allem in EBS-Kraftwerke abzusichern.

10.2.4 Schlussfolgerungen und Empfehlungen

890. Mit der AbfAbIV und der 30. BImSchV wurde die MBA als eine der thermischen Abfallbehandlung gleichwertige Technologie anerkannt. Gleichzeitig wurden damit rechtsverbindliche Grenzwerte für die Ablagerung der Deponiefraktion sowie Emissionen festgelegt.

Die aktuelle Situation im Bereich der MBA ist jedoch gekennzeichnet durch vielfältige technische und konzeptionelle Probleme, die die Erfüllung der Kriterien der

- Entsorgungssicherheit (stabiler Dauerbetrieb),
- Rechtskonformität sowie der
- Wirtschaftlichkeit

der Anlagen beeinträchtigen.

Bezüglich der Entsorgungssicherheit wurden seit dem 1. Juni 2005 große Anstrengungen unternommen, um die festgestellten Mängel in mechanischen und biologischen Betriebseinheiten zu beheben und eine zuverlässige Verfügbarkeit zu gewährleisten. Aufgrund der im Vergleich zu thermischen Verfahren sehr langen Verweilzeit der organischen Fraktion in den biologischen Behandlungsstufen dauern diese Optimierungsmaßnahmen jedoch noch immer an.

891. Die Verfahrensvariante MBA mit anschließender Deponierung erfüllt die Kriterien Entsorgungssicherheit und Rechtskonformität mittlerweile weitgehend, abgesehen von den technisch anspruchsvolleren Anlagen mit einer Vollstromvergärung. Zwei Jahre nach Inkrafttreten der AbfAbIV und nach einer Korrektur des Parameters $\text{TOC}_{\text{Eluat}}$ werden die Ablagerungskriterien von den in Betrieb befindlichen Anlagen eingehalten (schriftliche Mitteilung der ASA e. V., 15. Januar 2008). Mit Blick auf das Ziel einer abnehmenden Deponierung sowie aus energetischen Gesichtspunkten sollten Verfahren zur MBS oder MPS favorisiert werden, die einen deutlich geringeren Anteil an Depo-niefractionen erzeugen. Bei den MBA-Anlagen mit rein aerober Biologie kann die Integration einer Vergärungsstufe zur Nutzbarmachung des Energiegehaltes der Biomasse zur Verbesserung der ökonomischen und ökologischen Situation dieser Anlagen beitragen. Der höhere technische Aufwand, für den zusätzlicher Forschungsbedarf besteht, wird allerdings zu steigenden Behandlungskosten führen.

Die Anpassung des Parameters $\text{TOC}_{\text{Eluat}}$ der AbfAbIV ist wissenschaftlich begründet und nachvollziehbar. Weitere Grenzwertanpassungen sollten jedoch vermieden werden, da für die MBA die gleichen Maßstäbe gelten müssen wie für die MVA. Dies bedeutet auch, dass eine Anpassung der gesetzlichen Randbedingungen an die real erreichbaren sehr restriktiv gehandhabt werden muss, um die Glaubwürdigkeit der Leistungsfähigkeit der MBA nicht zu schädigen.

Die Abgasgrenzwerte nach 30. BImSchV werden bei allen Verfahrensvarianten trotz technischer Probleme weitgehend eingehalten. Korrosionserscheinungen und regelmäßige Verblockungen der Regeneratoren weisen aber darauf hin, dass diese in Deutschland seit bereits circa 20 Jahren in unterschiedlichen Industrieanwendungen erfolgreich eingesetzte Technologie der RTO ohne ausreichende Vorkenntnis der zu erwartenden Milieubedingungen zur Abluftbehandlung in MBA eingesetzt wurde. Infolgedessen sind die Kosten für Ausbau und Instandhaltung der Kapazitäten stark gestiegen.

Hinsichtlich der erzeugten heizwertreichen Stoffströme zeigen die ersten Ablagerungsdaten, dass die Prognosen der benötigten Zwischenlagerkapazitäten zu hoch lagen. Es ist allerdings zu bezweifeln, dass die nicht zwischengelagerten Mengen tatsächlich der vorgesehenen hochwertigen energetischen Nutzung zugeführt wurden, oder nicht vielmehr in MVA verbrannt wurden. Dem tatsächlichen Ziel einer energetischen Nut-

zung in Industrieanlagen wurde demnach maximal die Hälfte der produzierten EBS-Menge zugeführt. Dies lässt sich einerseits durch mangelnde Kapazitäten oder Konkurrenz durch andere Sekundärbrennstoffe begründen, andererseits scheinen Qualität und Kosten der EBS-Verwertung nicht dem Bedarf am Markt zu entsprechen. Hier besteht deutlicher Nachbesserungsbedarf zumal eines der wesentlichen Argumente für die MBA die Produktion von absatzfähigem Ersatzbrennstoff war.

Die Aufwendungen für die Anlagenoptimierung, die Instandhaltung der Abluftbehandlung und die Zwischenlagerung oder Zuzahlung für die Ersatzbrennstoffe beeinträchtigen die Wirtschaftlichkeit der MBA. Die Kosten je Mg Abfall liegen in den MVA vergleichbaren Bereichen, ein finanzieller Vorteil ist nicht festzustellen.

892. Die bestehenden Anlagen zur MBA sollten so weit optimiert werden, dass dauerhaft ein rechtskonformer, betriebssicherer und wirtschaftlicher Betrieb der Anlagen gewährleistet wird. MBA bilden heute ein tragfähiges Standbein der Abfallbehandlung. Die Erfahrungen zeigen aber, dass die Stärken der Verfahren nicht wie erhofft in niedrigeren Behandlungskosten und deutlichen energetischen Vorteilen liegen – dafür weisen MBA eine höhere Anpassungsfähigkeit auf. Der geringere Investitionsbedarf und niedrigere Mindestdurchsätze machen die Technologie sowohl national als Reaktion auf langfristig abnehmende Abfallmengen als auch international als Exportartikel interessant. Gerade in Ländern, die bisher einen Großteil ihrer Abfälle unkontrolliert ablagern, ist auch eine Technologie, die nicht ohne weiteres die anspruchsvollen deutschen Kriterien erfüllt, sinnvoll, um einen Einstieg in eine zukunftsorientierte Abfallwirtschaft zu erreichen. In Deutschland wird die Bedeutung der MBA nach letzten Prognosen aufgrund der gestiegenen Kosten für die Abluftbehandlung und die Einhaltung der Ablagerungskriterien abnehmen (EUWID 2007e).

893. Für die einzelnen Entsorgungsalternativen gibt es mit Blick auf das Leitbild 2020 (vollständige Verwertung (BMU 1999)) unterschiedlichen Handlungsbedarf: Die Verfahrensvarianten, die eine Deponiefraktion produzieren, sind langfristig weder mit dem Ziel einer möglichst vollständigen Verwertung noch der Abkehr von der Deponierung vereinbar. Für die MBA-Varianten, deren Output nachfolgend einer thermischen Behandlung unterzogen wird, besteht (ebenso wie für die MVA) die Notwendigkeit einer Optimierung der Verwertbarkeit der entstehenden Schlacke. Die MBA als Vorbehandlungsanlage vor der thermischen Behandlung erfüllt die Kriterien der Entsorgungssicherheit und Rechtskonformität, allerdings aufgrund des hohen Nachrüstbedarfs auf Kosten der Wirtschaftlichkeit. Spätestens nach Abschluss der Phase der technischen „Kinderkrankheiten“ sollte die MBA-Technik einer erneuten Standortbestimmung in der deutschen Abfallwirtschaft unter dem Blickwinkel einer Energie-, Klima- und Ressourcenbilanz unterzogen werden.

10.3 Nutzung organischer Restmassen: Verwertung von Klärschlamm, Bioabfällen, Gärrückständen

10.3.1 Ausgangssituation

894. Über die landwirtschaftliche und landbauliche Verwertung organischer Abfälle (wie Klärschlamm, Bioabfälle, Wirtschaftsdünger und in zunehmendem Maße Gärrückstände aus Biogasanlagen) werden neben Nährstoffen auch Schwermetalle und organische Schadstoffe (wie z. B. Arzneimittel, perfluorierte Tenside, Mineralölkohlenwasserstoffe) in die Böden eingetragen. Eine Regulierung dieser Stoffströme auf europäischer Linie durch die sachgerechte Novellierung der Klärschlammrichtlinie und den Erlass einer Bioabfallrichtlinie steht bedauerlicherweise nach wie vor aus.

Ein übergreifendes, integriertes Konzept zur Bewertung von Schadstoffeinträgen aus organischen und anorganischen Düngemitteln und Bodenhilfsmitteln, wie es zwischenzeitlich vom Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU) und Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (BMELV) angestrebt wurde, wird nun nicht weiter verfolgt, da keine Einigkeit über die Bewertungsmethoden erzielt werden konnte und die praktischen Hürden sehr hoch waren. Bereits im Umweltgutachten 2004 wurde empfohlen, Schadstoffgrenzwerte für organische Abfälle nach einheitlichen Bewertungsmaßstäben im Düngemittelrecht festzulegen, die sich am vorsorgenden Bodenschutz orientieren (SRU 2004, Tz. 796). Statt eines solchen integralen Ansatzes kommen vorerst weiterhin abfallspezifische Regularien zur Anwendung, weshalb einige relevante Stoffströme im Folgenden einer Einzelbetrachtung unterzogen werden.

10.3.2 Ausgewählte Stoffströme

10.3.2.1 Klärschlamm

Mengen und Stoffströme

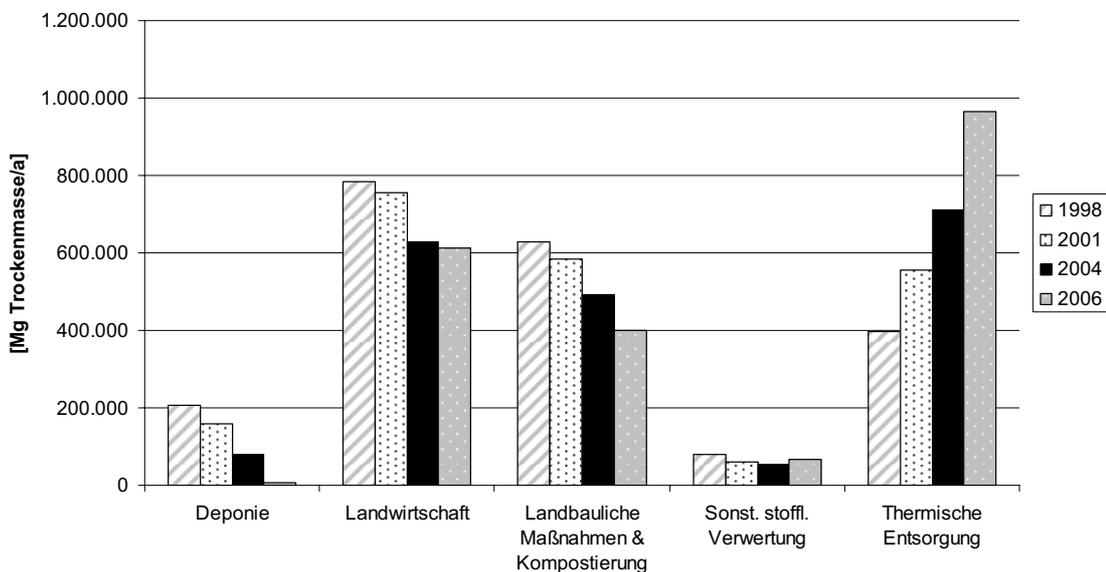
895. Nach der Erhebung des Statistischen Bundesamtes mit dem Bezugsjahr 2004 (Statistisches Bundesamt 2006) fielen in Deutschland circa 2,3 Mio. Mg an Klärschlamm-Trockenmasse an, von denen etwa 0,23 Mio. Mg an andere Abwasserbehandlungsanlagen (ABA) abgegeben wurden. Die verbleibende Menge wurde zu 58 % stofflich verwertet, wobei der Anteil der landwirtschaftlichen Verwertung gemäß Klärschlammverordnung (AbfKlärV) 30,9 % beträgt. Die weitere stoffliche Verwertung gliedert sich nach landschaftsbaulichen Maßnahmen (8,4 %), Kompostierung (15,9 %) und sonstigen Verfahren (2,7 %). Die thermische Entsorgung nimmt einen Anteil von 35 % ein. Darüber hinaus wurden im Bezugsjahr noch geringe Mengen deponiert (3,9 %)

bzw. zwischengelagert (3,2 %). Aus dem Vergleich mit vorausgegangenen Totalerhebungen des Statistischen Bundesamtes wird ein Rückgang der gesamten erfassten Klärschlamm-Trockenmasse erkennbar (2001: ca. 2,43 Mio. Mg Trockenmasse; 1998: ca. 2,46 Mio. Mg Trockenmasse). Die Hochrechnung der im Rahmen einer Klärschlamm-erhebung der Deutschen Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. (DWA) für das Bezugsjahr 2003 (DURTH et al. 2005) erfassten Klärschlamm-Trockenmasse führt mit etwa 2 Mio. Mg Trockenmasse zu einem signifikant niedrigeren Gesamtaufkommen. Die Abweichungen werden unter anderem mit unterschiedlichen Berechnungsmethoden erklärt.

896. Die prozentuale Aufteilung der Entsorgungswege deckt sich gut mit den Ergebnissen der DWA-Klärschlamm-erhebung, wenn man davon ausgeht, dass die kompostierten Schlämme ebenfalls zu großen Teilen im Landschaftsbau eingesetzt werden. Der fortgesetzte Trend zur thermischen Klärschlammbehandlung ist eindeutig erkennbar. Abbildung 10-7 zeigt die Entwicklung der Entsorgungswege auf.

Abbildung 10-7

**Entsorgungswege für Klärschlamm aus der biologischen
Abwasserbehandlung öffentlicher Kläranlagen (ohne Abgabe an
andere Abwasserbehandlungsanlagen und sonstige Entsorgung)**



SRU/UG 2008/Abb. 10-7; Datenquelle: Statistisches Bundesamt 2006; 2008b

Neben den kommunalen Schlämmen fielen 2004 in betriebseigenen Kläranlagen des Bergbaus und des verarbeitenden Gewerbes etwa 1,3 Mio. Mg Trockenmasse Klärschlamm an, wovon circa 676 000 Mg Trockenmasse aus der biologischen Abwasserbehandlung stammen. Dieser Teil wurde zu 31 % stofflich verwertet und zu 57 % thermisch entsorgt (Statistisches Bundesamt 2006).

Anforderungen und Qualitäten

897. Die Ausschöpfung der geltenden Grenzwerte der AbfKlärV von 1992 ermöglicht die Anreicherung der Stoffe im Boden. Ende 2007 wurde der Entwurf einer Novellierung vorgelegt. Neben der Novellierung der deutschen AbfKlärV steht seit Jahren eine Anpassung der EU-Klärschlammrichtlinie aus dem Jahr 1986 (86/278/EWG) auf der Tagesordnung. Die Europäische Kommission hat in der EU-Recyclingstrategie einen Novellierungsvorschlag für das Jahr 2007 angekündigt (Europäische Kommission 2005a), der bisher jedoch nicht vorgelegt wurde. In der EU gibt es bislang noch eine breite Unterstützung für die landwirtschaftliche Verwertung von Klärschlämmen. Diese Verwertungsart steht nicht im Einklang mit einem vorsorgenden Bodenschutz, da langfristige Schadstoffanreicherungen in landwirtschaftlichen Böden nicht wirksam verhindert werden (SRU 2004, Tz. 796). Gleichwohl wurde für eine ausreichende Übergangsfrist zum Ausstieg aus der landwirtschaftlichen Verwertung plädiert. Im Umweltgutachten 2002 wurde bereits eine schrittweise Absenkung der geltenden Grenzwerte empfohlen und vorgeschlagen, als einen ersten Schritt die Grenzwerte auf das circa 1,5-fache der mittleren Schadstoffgehalte (Bezugsjahr 1996) zu begrenzen.

Der Arbeitsentwurf einer novellierten Klärschlammverordnung vom November 2007 sieht eine Absenkung der Grenzwerte sowie die Aufnahme eines weiteren organischen Parameters vor (BMU 2007c), wurde allerdings gegenüber dem Eckpunktepapier vom Dezember 2006 (BMU 2006) wieder abgeschwächt. In der Tabelle 10-4 werden diese Grenzwertvorschläge den Werten der Klärschlammverordnung sowie aktuellen Messwerten in Klärschlämmen gegenübergestellt.

Tabelle 10-4

**Vergleich von Grenzwertvorschlägen
mit Schwermetall-Messwerten in Klärschlämmen
[mg/kg Trockenmasse]**

	Pb	Cd	Cr	Cu	Ni	Hg	Zn
BMU-Arbeitsentwurf 2007 ¹⁾	120	2,5	100	700	60	1,6	1 500
BMU-Eckpunktepapier 2006 ²⁾	100	2	80	(600)	60	1,4	1 500
SRU 2002 ³⁾	100	2	100	400	50	1,5	1 200
AbfKlärV 1992	900	10	900	800	200	8	2 500
EG-Klärschlammrichtlinie 1986 ⁴⁾	750 – 1 200	20 – 40	–	1 000 – 1 750	300 – 400	16 – 25	2 500 – 4 000
Mittelwerte in landwirtschaftlich verwerteten Klärschlämmen 2006 ⁵⁾	37	1	37	300	25	0,6	714
90-Perzentil-Werte NRW ⁶⁾ 2004	155	2,65	135	535	77	1,45	1 700
SRU/UG2008/Tab. 10-4; Datenquellen: ¹⁾ BMU 2007c; ²⁾ BMU 2006; ³⁾ SRU 2002; ⁴⁾ Europäische Union 1986; ⁵⁾ BMU 2007b; ⁶⁾ MUNLV NRW 2004b							

Die vom BMU im Arbeitsentwurf vorgeschlagenen Grenzwerte für Schwermetalle sind mehr als doppelt so hoch wie die aktuellen mittleren Konzentrationen (2006) in landwirtschaftlich verwerteten Klärschlämmen, liegen aber – bis auf Kupfer und Zink – im Bereich der 2002 vorgeschlagenen Grenzwerte (SRU 2002). Bei den einzelnen Metallen liegen die Grenzwerte jeweils etwa zwischen dem 85- bis 95-Perzentil der Häufigkeitsverteilungen aus der DWA-Klärschlammhebung. Bei Zugrundelegung der 2006 vorgeschlagenen Grenzwerte wird erwartet, dass etwa 43 bis 56 % der bisher landwirtschaftlich verwertenden Kläranlagen diesen Entsorgungsweg nicht mehr beschreiten können (DWA 2007). Die 2007 vorgeschlagenen Grenzwerte würden bezogen auf Schwermetalle und AOX (Adsorbierbare organisch gebundene Halogene) nur mehr eine Reduktion um 25 % bedeuten (schriftliche Mitteilung der DWA, 17. Januar 2008).

Die neuen Grenzwertvorschläge des BMU für Kupfer und Zink liegen deutlich über den Empfehlungen des Sachverständigenrates für Umweltfragen (SRU) aus dem Jahre 2002, die mit dem Ziel abgeleitet wurden, eine Anreicherung von Schadstoffen im Boden zu verhindern (SRU 2002). Aus Vorsorgegründen sollten die Grenzwerte im Einklang mit der BBodSchV langfristig abhängig von der Bodenart auf 110 bis 260 mg/kg Trockenmasse für Kupfer und 320 bis 730 mg/kg Trockenmasse für Zink abgesenkt werden (TERYTZE und VOGEL 2007). Auch wenn diese Elemente Spurennährstoffe darstellen, wirken Kupfer und Zink in höheren Konzentrationen schädlich auf die Bodenflora und -fauna, sodass eine Anreicherung vermieden werden muss. Positiv zu bewerten ist, dass der Arbeitsentwurf 2007 eine Differenzierung der zulässigen Hintergrundgehalte an Schwermetallen in Anlehnung an die BBodSchV je nach Bodenart (Ton, Lehm/Schluff, Sand) vorsieht.

Tabelle 10-5

**Vergleich von Grenzwertvorschlägen mit Messwerten
organischer Schadstoffe in Klärschlämmen
[mg/kg Trockenmasse bzw. ng TE*/kg Trockenmasse bei PCDD/F]**

Parameter	PCB	PCDD/F	AOX	B(a)P	DEHP	Moschusverb. - Galaxolid - Tonalid	MBT + DBT
BMU-Arbeitsentwurf 2007 ¹⁾	0,1	30	400	1	-	-	-
BMU-Eckpunktepapier 2006 ²⁾	0,1 je Kongener	30	400	1	100?	15? 10?	0,6?
SRU 2002 ³⁾	0,15 je Kongener.	30	300				
AbfKlärV	0,2 je Kongener	100	500	-	-	-	-
Mittelwerte in landwirtschaftlich verwerteten Klärschlämmen 2003 ⁴⁾	0,08 (Summe PCB ₆)	9,5	171,9				
Mittelwert NRW ⁵⁾	0,091	14	208	0,47	27,5	5,92** 2,65**	0,39
90-Perzentil NRW ⁵⁾ 2004	0,17 (Summe PCB ₆)	22	340	0,73	57,5	11,8** 4,9**	0,67
* TE – Toxizitätseinheiten							
** Datenunsicherheit, da nur 19 Messungen vorliegen							
SRU/UG2008/Tab. 10-5; Datenquellen: ¹⁾ BMU 2007c; ²⁾ BMU 2006; ³⁾ SRU 2002; ⁴⁾ UBA 2005, S. 236; ⁵⁾ MUNLV NRW 2004b							

898. Neben den Schwermetallen stellen organische Substanzen, die sowohl über Haushalts- als auch gewerbliche Abwässer eingetragen werden, im Klärschlamm eine bedeutende Schadstoffgruppe dar. In einem umfangreichen Untersuchungsprogramm konnten zahlreiche Vertreter dieser Stoffklasse in Klärschlämmen aus Nordrhein-Westfalen nachgewiesen werden (MUNLV NRW 2004b).

Die Ergebnisse zeigen, dass die vom BMU 2006 vorgeschlagenen Grenzwerte für organische Schadstoffe vergleichsweise hoch angesetzt sind (Tabelle 10-5). Es fällt auf, dass die 90-Perzentile (Tab. 10-5, NRW 2004) für Dioxine, AOX, B(a)P, DEHP und für die Moschusverbindungen deutlich unter den vorgeschlagenen Grenzwerten sowie die Organozinnverbindungen nur knapp über dem vorgeschlagenen Grenzwert liegen. Bei den PCB kann davon ausgegangen werden, dass kaum ein Klärschlamm einen PCB-Gehalt von 0,1 mg/kg Trockenmasse je Kongener erreicht, da die mittleren PCB-

Gehalte je Kongener um den Faktor 5 bis 10 unter diesem Wert liegen (UBA 2005, S. 236).

Die im Eckpunktepapier 2006 vorgesehene Prüfung der Einführung eines (Schlamm-) Grenzwertes für die polyzyklischen Moschusverbindungen „Tonalid“, „Galaxolid“ (HHCB, AHTN) und für Organozinnverbindungen (MBT, DBT, nicht TBT) wurde im Arbeitsentwurf 2007 in das Monitoring einer externen Gütesicherung übertragen. Dies bedeutet, dass nur die Klärschlämme, die an der Gütesicherung teilnehmen, regelmäßig untersucht werden.

Insbesondere für persistente Schadstoffe wie Moschus- oder zinnorganische Verbindungen konnte eine Anreicherung im Boden von klärschlammgedüngten Flächen nachgewiesen werden (LFU 2003). Hinsichtlich der Bewertung der organischen Schadstoffe bestehen weiterhin große Unsicherheiten. So ist es keineswegs ausreichend, bei der Bewertung lediglich auf einen möglichen Übergang der organischen Schadstoffe in die angebauten Nahrungsmittel abzustellen, sondern die ökotoxikologische Wirkung in den Böden ist mit zu berücksichtigen. Aufgrund der großen Wissenslücken bei der Bewertung der terrestrischen Ökotoxizität organischer Schadstoffe sowie dem Problem, dass zahlreiche Schadstoffe, unter anderem Arzneimittelwirkstoffe, bisher nur unzureichend auf Vorkommen und Wirkung in Böden untersucht wurden, sollte dringend geprüft werden, ökotoxikologische Testsysteme auch für Klärschlämme einzusetzen. Derartige Testsysteme sind beispielsweise schon lange zur Bewertung von Abwasserqualitäten üblich und wurden auch zur Beurteilung von Böden, beispielsweise im Rahmen der Altlastensanierung vorgeschlagen. Im Rahmen des BMBF-Verbundprojektes „Erprobung und Vorbereitung einer praktischen Nutzung ökotoxikologischer Testsysteme (ERNTE)“ konnte gezeigt werden, dass ökotoxikologische Testsysteme (Verfahren mit Regenwürmern, Collembolen und Pflanzen mit dem Endpunkt Reproduktion; Regenwurm-Fluchtttest; Köderstreifentest) geeignet sind, die Bewertung von Böden anhand chemisch-analytischer Parameter (Schadstoffgehalte) sinnvoll zu ergänzen und somit zu einer besseren und zuverlässigeren Beurteilung zu kommen, da dadurch auch die nicht analysierten Schadstoffe in ihrer Wirkung erfasst werden (RÖMBKE et al. 2006). Für die Beurteilung von Klärschlämmen müssten diese Testsysteme an die besonderen Eigenschaften von Klärschlämmen angepasst werden (KNACKER und RÖMBKE 2006).

899. In der Diskussion steht derzeit die Festlegung eines Klärschlamm-Grenzwertes für perfluorierte Chemikalien (PFC), die unter anderem in der Textilindustrie verwendet werden. Einige Vertreter dieser schwer abbaubaren Substanzen stehen im Verdacht, reproduktionstoxisch und krebserregend zu wirken. Es ist daher ausdrücklich zu begrüßen, dass – auch wenn derzeit noch kein genormtes Analyseverfahren vorliegt –

durch die Ergänzung der Untersuchungspflichten und der Möglichkeit eines Ausbringungsverbot des Einsatz PFC-belasteter Schlämme verhindert werden kann.

900. Im Arbeitspapier des BMU wird weiterhin eine Prüfung von Anforderungen an die Materialhygiene bei der Klärschlammverwertung angekündigt. Die Inaktivierung von Krankheitserregern ist notwendig. Die Anwendung validierter Hygienisierungsverfahren zur sicheren Einhaltung von seuchen- und phytohygienischen Anforderungen an Klärschlämme wird absehbar zu deutlich höheren Kosten der landwirtschaftlichen und landbaulichen Klärschlammverwertung führen (SCHMELZ 2007). Ausnahmen für gütegesicherten Klärschlamm sollte es daher geben. Die Zulässigkeit solcher Ausnahmen ist fachlich zu beurteilen, wenn Genaueres über die Gütesicherungssysteme bekannt ist.

Problempunkte

901. Das Festhalten an der stofflichen Klärschlammverwertung wird mit der Düngewirkung von Klärschlamm begründet. Klärschlamm fungiert als Phosphor- und in untergeordnetem Maße als Kalk- und Stickstoffträger bzw. Träger organischer Substanz. Die Nährstoffwirkung kann jedoch in weiten Bereichen schwanken. Insbesondere die Anwendung eisen- und aluminiumhaltiger Fällmittel führt zu wenig pflanzenverfügbaren Phosphatverbindungen.

Gleichzeitig werden mit Klärschlamm – normiert auf den gleichen Nährstoffgehalt – deutlich höhere Schwermetallfrachten als mit den meisten anderen organischen und mineralischen Düngemitteln eingetragen (LUA 2006). Ferner sind in Klärschlamm zahlreiche organische Stoffe bzw. Substanzklassen nachweisbar, welche die Wirkung von Klärschlamm als Schadstoffsенke bei der Abwasserreinigung belegen. Hinsichtlich organischer Schadstoffe haben sich für Chlorbenzole, Organozinnverbindungen, polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe, Polychlorierte Biphenyle (PCB), Lineare Alkylbenzolsulfonate (LAS) und Nonylphenol deutlich höhere Konzentrationen in Klärschlämmen ergeben, während die Dioxingehalte in anderen Sekundärrohstoffdüngern jeweils vergleichbar hoch waren (BARKOWSKI et al. 2006, S. 130 ff.).

In einer aktualisierten Ökobilanzierung verschiedener Klärschlammentsorgungswege für das Land Nordrhein-Westfalen, in der neben den klassischen ökobilanziellen Wirkungskategorien Treibhauseffekt, Versauerung, Eutrophierung und Humantoxizität auch der ökobilanz-methodisch bisher nicht normierte Schadstoffeintrag in die Böden betrachtet wurde, wurde festgestellt, dass die Verwertung im Landschaftsbau gegenüber allen anderen Entsorgungswegen am ungünstigsten abschneidet, da weder Phosphaterz ersetzt noch Energie gewonnen wird und die Schadstoffe direkt in die Böden eingetragen werden (FEHRENBACH und KNAPPE 2006).

Schlussfolgerungen und Empfehlungen

902. Die Zielsetzung des vorsorgenden Bodenschutzes, eine langfristige Anreicherung persistenter Stoffe zu verhindern, darf keinesfalls in den Hintergrund treten. Die Vorschläge des BMU stellen insgesamt nur einen ersten Schritt auf diesem Weg dar und werden die derzeitige landwirtschaftliche Klärschlammausbringung zwar einschränken, aber weiter ermöglichen. Ein Stufenplan für weitere notwendige Schritte fehlt ebenso wie eine erkennbare Orientierung an einem übergreifenden Schutzkonzept. Positiv zu beurteilen ist die geplante Erweiterung des Geltungsbereiches auf die stoffliche Verwertung im Landschaftsbau. Die ursprünglich angestrebte integrierte Betrachtung, wonach alle Düngemittel nach den gleichen Grundsätzen bewertet und dementsprechend geregelt werden sollten, sollte weiter verfolgt werden, auch wenn Klärschlämme nur einen vergleichsweise geringen Anteil an den gesamten auf die Böden aufgebrauchten Stoffe haben.

Unabhängig von den rechtlichen Gegebenheiten ist ein eindeutiger Trend hin zur thermischen Klärschlammbehandlung feststellbar. Indem die landwirtschaftliche Verwertung auf zunehmend geringere Akzeptanz stößt, schaffen die Marktteilnehmer Fakten. Begrenzte Monoverbrennungskapazitäten und ökonomische Überlegungen lassen in den nächsten Jahren einen weiteren deutlichen Anstieg der Mitverbrennung von Klärschlamm in Kohlekraftwerken und Zementwerken erwarten. Neben der Sicherstellung strengster Abgasgrenzwerte weisen Monoverbrennungsverfahren auch im Hinblick auf die Phosphorrückgewinnung Vorteile auf. In jüngster Zeit wieder vermehrt umgesetzte dezentrale Konzepte ermöglichen zudem eine sinnvolle Wärmenutzung und vermeiden unnötige Transporte. Die dahingehenden Entwicklungsaktivitäten sind deshalb ebenfalls zu begrüßen.

Die derzeit verstärkte Forschungstätigkeit bei Phosphorrückgewinnungsverfahren (aus Abwasser, Klärschlamm oder Klärschlammasche) könnte langfristig einen Ausweg aus dem Dilemma dieser begrenzten natürlichen Ressource bieten. Für Deutschland wurden Substitutionspotenziale von über 40 % identifiziert, allerdings ist die Wirtschaftlichkeit der Verfahren derzeit noch nicht gegeben. Dies hängt aber erheblich von der Preisentwicklung für Rohphosphat ab.

10.3.2.2 Bioabfall

903. Getrennt gesammelte Bioabfälle werden nach der Kompostierung oder der anaeroben Fermentation mit anschließender Kompostierung als Bodenverbesserer eingesetzt. Im Wesentlichen wird hierdurch der Humusgehalt erhöht und der pH-Wert des Bodens gehalten bzw. leicht angehoben. Die im Kompost enthaltenen Mengen an Kalk, Phosphor und Kalium können die Grunddüngung ersetzen. Die Magnesiumzufuhr

liegt über dem Düngbedarf. Die Belastbarkeit, Durchlüftung und Wasserkapazität der Böden steigt (DBU 2003).

Bei der Produktion der Komposte entstehen Bioaerosole, die bei Freisetzung ein lokales Gesundheitsrisiko darstellen können (HELLER 2006; GRÜNER 2004). Da es sich bei Bioaerosolen um luftgetragene Partikel handelt, kann bereits durch geruchs- und staubreduzierende Maßnahmen wie Abdeckung, Einhausung, Ablufferfassung und -reinigung, Minimierung der Materialbewegungen (Mietenumsetzung, Absiebung) sowie die Einstellung optimaler Wassergehalte eine deutliche Reduzierung der Bioaerosolemissionen erzielt werden (KUMMER 2004). Die Einhausung der Behandlungsanlagen kann für das Betriebspersonal zu erhöhten Aerosolbelastungen führen (BÖHM 2004). Neben den primärseitigen Maßnahmen zur Minimierung der Aerosolbelastung trägt weiterhin die in der TA Luft geregelte Vorgabe von Mindestabständen zu Wohnbebauungen maßgeblich zur Minimierung einer bioaerosolbedingten Anwohnergefährdung bei (KUMMER 2004; SCHILLING 2004; KÄMPFER 2004). Auch die Freisetzung von Ammoniak, sonstigen leichtflüchtigen organischen Kohlenwasserstoffen ohne Methan (NMVOC), Methan und Lachgas aus Kompostierungsanlagen ist nicht unerheblich. Die Vorgaben der Technischen Anleitung zur Reinhaltung der Luft (TA Luft), die seit dem 30. Oktober 2007 auch für bestehende Anlagen gelten, sollten daher flächendeckend – gegebenenfalls durch nachträgliche Auflagen – in Kompostierungsanlagen umgesetzt werden (LAHL 2007).

Bioabfallkompost kann neben den bodenverbessernden Stoffen Schwermetalle, seuchen- bzw. phytohygienisch bedenkliche Inhaltsstoffe sowie organische Verbindungen, die zum Teil biologisch nur sehr langsam abgebaut werden, enthalten.

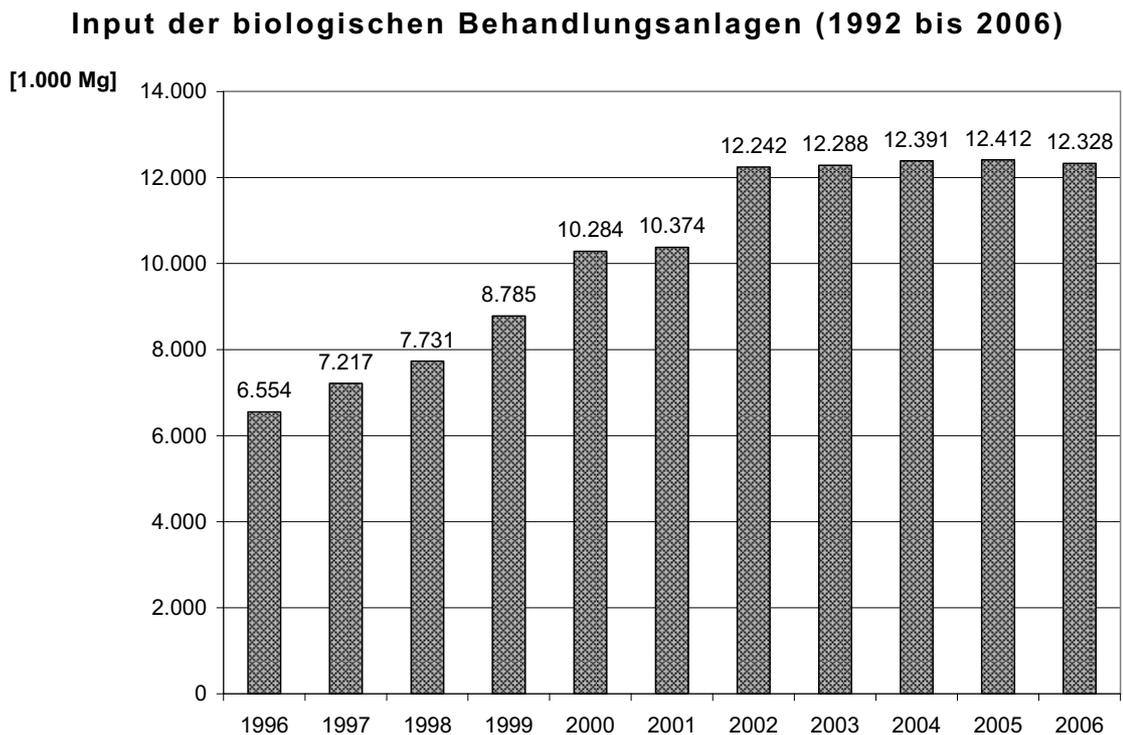
In der Vergangenheit stand auch die Kostenstruktur der Bioabfallsammlung in der Diskussion. Eine Studie des INFA-Instituts Ahlen (GALLENKEMPER et al. 2006) ergab bei den aktuell hohen Preisen der Restmüllentsorgung allerdings Kostenvorteile für die getrennte Bioabfallsammlung und -behandlung. Dabei wurden für die Restabfallbehandlung 145 €/Mg angesetzt, für die Bioabfallbehandlung wurden 60 €/Mg angenommen. Unter diesen Annahmen wurden Einsparungen in Höhe von rund 14 % für ländliches Gebiet und 3 % für städtisches Gebiet errechnet. Entscheidend ist die Kostendifferenz zwischen Bioabfall- und Restmüllbehandlung. In ländlichen Strukturen ist die Biotonne im Mittel bereits ab einer Behandlungskostendifferenz von circa 20 bis 25 €/Mg, in den städtischen Strukturen von mindestens 50 bis 60 €/Mg rentabel.

Mengen und Entsorgungswege

904. Die Menge der in Deutschland separat erfassten Bioabfälle ist bis 2002 kontinuierlich gestiegen und stagniert seitdem auf hohem Niveau. Nach Angaben des Statistischen Bundesamtes wurden in Deutschland im Jahr 2006 etwa 12,3 Mio. Mg

biogene Abfälle biologisch behandelt, das heißt kompostiert oder vergoren (Statistisches Bundesamt 2008c). Diese Menge umfasst Bioabfälle aus Haushalten und Gewerbe, Garten- und Parkabfälle sowie Speiseabfälle, Abfälle aus der Lebensmittelverarbeitung und Abfälle aus der Landwirtschaft. Abbildung 10-8 zeigt die biologischen Behandlungsanlagen angelieferten biogenen Abfallmengen in den Jahren 1996 bis 2006.

Abbildung 10-8

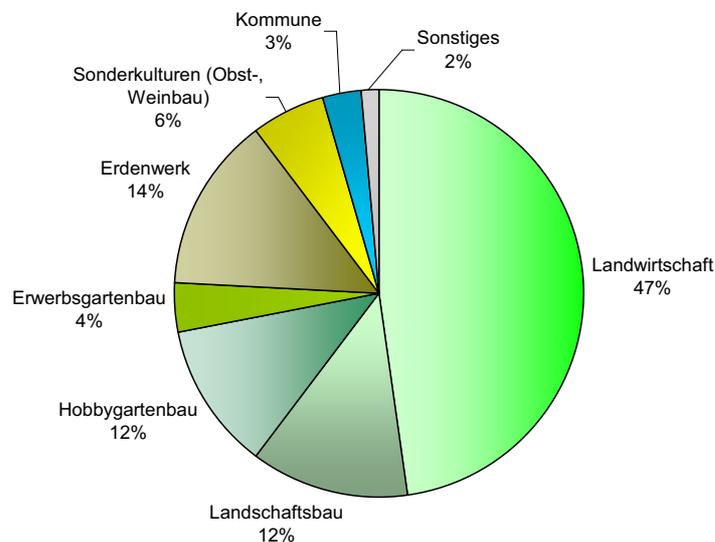


SRU/UG 2008/Abb. 10-8; Datenquelle: Statistisches Bundesamt 2007c, 2008c

Produziert wurden daraus insgesamt 7,4 Mio. Mg verwertbarer Output, darunter 4,2 Mio. Mg spezifikationsgerechter Kompost (Statistisches Bundesamt 2007c). Der Kompost wird hauptsächlich in der Landwirtschaft abgesetzt (48 %) (BGK 2007b) (Abb 10-9).

Abbildung 10-9

Vermarktung der gütegesicherten Komposte 2006



SRU/UG 2008/Abb. 10-9; Datenquelle: BGK 2007a

Anforderungen und Qualitäten

905. Bioabfallkompost und Gärreste aus der Bioabfallvergärung weisen geringe Schwermetall- gleichzeitig aber auch nur geringe Phosphorgehalte auf (BARKOWSKI et al. 2006). Die Stärke von Komposten liegt eindeutig in der Zufuhr organischer Masse auf Böden. Bezogen auf diesen Nutzen weisen Komposte eine vergleichsweise geringe spezifische Schadstoffbelastung auf (ca. fünf- bis zehnmal geringere Schwermetalleinträge als bei Klärschlamm) (MUNLV NRW 2004a). Insgesamt werden die Schwermetallgrenzwerte der Bioabfallverordnung (BioAbfV) von Bioabfallkomposten im Mittel deutlich unterschritten (vgl. Abb. 10-10). Die Gabe von Bioabfallkomposten als Humusbildner ist hinsichtlich der Schwermetalle aus ökologischer Sicht also nicht als kritisch zu bewerten.

906. Im Bereich der organischen Schadstoffe, die über Fehlwürfe bei der Bioabfallsammlung eingetragen werden, herrscht wesentlich größere Unsicherheit als bei den Schwermetallen. Zum einen ist die Datenlage weniger gut abgesichert, zum anderen sind in der BioAbfV keine Grenzwerte für organische Schadstoffe festgeschrieben. Zur besseren Einordnung kann wiederum der Vergleich mit den Klärschlämmen herangezogen werden. Die Konzentrationen der Linearen Alkylbenzolsulfonate (LAS), von Nonylphenol bzw. der Nonylphenoethoxylate (NPEOs), der organischen Zinnverbindungen (MBT und DBT) und vor allem der Mineralölkohlenwasserstoffe (MKW) liegen

verglichen mit denen in Klärschlamm bei Bioabfallkomposten wesentlich niedriger (vgl. Tab. 10-6). Auch die Konzentrationen der Phthalate DBP und DEHP sind noch deutlich geringer. Die Belastungen mit Polychlorierten Biphenylen (PCB) und Polyzyklischen Aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) bewegen sich in ähnlichen Größenordnungen, wobei die Konzentrationen im Klärschlamm etwa zwei- bis fünfmal höher liegen (KÖRDEL et al. 2007). Die für Klärschlamm getroffenen Aussagen zur bisher unzureichenden Kenntnis der ökotoxikologischen Wirkung von organischen Schadstoffen in den Böden gelten ebenso für den Einsatz von Bioabfallkomposten.

Problempunkte

907. Bioabfallkomposte sind als Bodenverbesserer gut einsetzbar, weisen aber nur relativ geringe Gehalte an Nährstoffen auf. Im Vergleich zum Klärschlamm ergäben sich beispielsweise bei Aufbringung der gleichen Menge an Phosphor (P) durch Kompost für fast alle Schwermetalle abgesehen von Quecksilber (Hg) mehrfach höhere Schadstoffeinträge in den Boden. Gleiches gilt in etwas geringerem Ausmaß auch für Stickstoff (N) und Kalzium (Ca). Der Düngewert von Kompost ist dementsprechend begrenzt.

Die Datenlage über die Art und die Konzentration der organischen Schadstoffe im Bioabfall sowie deren Auswirkung auf Boden, Grundwasser und Pflanzenanbau ist für eine abschließende Bewertung bei weitem nicht ausreichend. Hier besteht noch erheblicher Forschungsbedarf.

Signifikante Unterschiede bezüglich des Schadstoffgehaltes von Bioabfallkomposten aus der rein aeroben Behandlung zu solchen aus Vergärungsanlagen mit Nachkompostierung scheinen nicht zu bestehen. Dies gilt sowohl für die Gehalte an Schwermetallen (MUNLV NRW 2004a) als auch für die organischen Schadstoffe (RUPP et al. 2006). Eine energetische Nutzung des Bioabfalls über die Vergärung zu Biogas ist folglich nicht nur aus Gründen des Klimaschutzes und der Energieeffizienz zu befürworten sondern verursacht auch hinsichtlich der Qualität der erzeugten Komposte aus Gärresten keine Nachteile. Das brachliegende Energiepotenzial von mehreren hundert Megawatt im Bioabfall, das derzeit zu großen Teilen ohne energetische Nutzung in CO₂ und Wasser überführt wird, sollte folglich vermehrt in Biogasanlagen genutzt werden. Verfahrensentwicklungen im Bereich der Feststoffvergärung und Perkolation (Beregnung des Substrates im Reaktor mit Prozesswasser) bieten hier wirtschaftlich interessante Möglichkeiten zur Umrüstung bestehender Kompostierungsanlagen unter Nutzung der vorhandenen Infrastruktur.

Schlussfolgerungen und Empfehlungen

908. Die getrennte Sammlung von Bioabfällen erscheint prinzipiell vorteilhaft. Selbstverständlich sind dabei strenge Maßstäbe hinsichtlich der gesundheits- und umweltverträglichen Behandlung der Bioabfälle und der Nutzung der erzeugten Produkte anzulegen. Die Emission von Bioaerosolen kann durch primärseitige Maßnahmen wie die weitgehende Einhausung der emissionsträchtigen Anlagenbestandteile sowie eine Abluffterfassung und -behandlung deutlich gemindert werden. Verbleibende Restemissionen werden durch die Einhaltung von Mindestabständen zur Wohnbebauung in der Regel auf unkritische Konzentrationen herabgesetzt.

Die Einhaltung der Vorgaben der TA Luft hinsichtlich Ammoniak, NMVOC, Methan und Lachgas – Einhausung und Abluftreinigung – ist in allen betroffenen Kompostierungsanlagen, gegebenenfalls durch nachträgliche Auflagen, einzufordern.

Weiterhin sollte bei der Bioabfallbehandlung künftig verstärkt eine energetische Nutzung der Substrate verfolgt werden. Biologisch gut abbaubare Substrate, wie Kantinen- und Speisereste oder Abfälle aus der Lebensmittelproduktion, eignen sich für die Vergärung zu Biogas. Trockene, holzartige Abfälle, wie zum Beispiel Grünschnitt, können in Heiz- oder Heizkraftwerken thermisch verwertet werden. In diesem Zusammenhang erscheint eine Anpassung des Erneuerbare-Energien-Gesetzes (EEG) wünschenswert, das derzeit eine Nutzung von Abfällen in Anlagen für nachwachsende Rohstoffe (NaWaRo) mit dem Verlust des sogenannten NaWaRo-Bonus bestraft. Diese Regelung verhindert pragmatische und sowohl volkswirtschaftlich als auch ökologisch günstige Anlagenkonzepte unter gleichzeitiger Nutzung von nachwachsenden Rohstoffe und Abfällen.

Hinsichtlich der Auswirkungen von Schadstoffen im Bioabfall besteht erheblicher Forschungsbedarf für organische Schadstoffe. Hier herrscht noch weitgehende Unkenntnis über Art und Gehalt der einzelnen Schadstoffe und vor allem über die längerfristigen Auswirkungen bei der Nutzung der erzeugten Komposte in der Landwirtschaft und im Landschaftsbau.

10.3.2.3 Wirtschaftsdünger und landwirtschaftliche Gärreste

909. Die zunehmende Menge an Gärresten aufgrund des derzeitigen massiven Ausbaus von Biogasanlagen erfordert eine Betrachtung der Gärrestinhaltsstoffe und eine rechtliche Regelung, die die spezifischen Eigenschaften der Gärreste berücksichtigt. Der derzeitige Biogasboom muss auch den Anforderungen des Boden- und Gewässerschutzes gerecht werden.

Mengen und Entsorgungswege

910. Die in Deutschland jährlich anfallende Exkrementenmenge von Rindern, Schweinen und Hühnern wird von KALTSCHMITT et al. (2003) mit 159 Mio. Mg angegeben. Daten zum gesamten Anfall von Gärresten aus landwirtschaftlichen Biogasanlagen in Deutschland sind kaum publiziert. Eine Abschätzung auf Basis der derzeitigen Anzahl landwirtschaftlicher Biogasanlagen in Deutschland von circa 3 500, mit einer durchschnittlichen elektrischen Leistung von 400 kW und der Annahme üblicher Gasausbeuten und Umsatzgrade ergibt eine Gärrestmenge zwischen 10 und 15 Mio. Mg/a bei einem TR-Gehalt von 25 Prozent (TR – Trockenrückstand). Sowohl im Vergleich zum Klärschlamm als auch zu den Bioabfallkomposten sind dies große Stoffströme, die derzeit offensichtlich vorwiegend in der Landwirtschaft stofflich verwertet werden. Genauere Erhebungen hierzu existieren jedoch nicht.

Künftig werden noch weitere Stoffströme von Gärresten aus der Biokraftstoffproduktion zu diesen Mengen hinzukommen. Steigt die Anzahl der Biogasanlagen und Anlagen zur Biokraftstoffproduktion, insbesondere unter Einsatz von importierten Rohstoffen wie erwartet weiter an, sind für die Zukunft Probleme bei der Entsorgung der Gärreste vorprogrammiert. Über alternative Verwertungswege neben der Landwirtschaft, zum Beispiel in thermischen Anlagen, wird daher bereits intensiv nachgedacht.

Qualitäten

911. Die anaerobe Behandlung von Wirtschaftsdüngern führt prinzipiell zu einer Verbesserung der Düngeeigenschaften. Durch Reduzierung der Viskosität ergibt sich eine bessere Fließfähigkeit und dadurch eine schnellere Infiltration in den Boden. Flüchtige, geruchsintensive organische Stoffe und dadurch auch die Gerüche werden reduziert. Durch die Fermentation werden außerdem Krankheitskeime (Hygienisierungseffekt) und die Keimfähigkeit von enthaltenen Pflanzenbestandteilen vermindert. Zudem erhöht sich der Ammoniumanteil des Stickstoffs, was eine höhere und kurzfristige Stickstoffdüngewirkung, also eine bessere N-Verfügbarkeit zur Folge hat (HEIERMANN 2005).

Allerdings werden aufgrund des Abbaus organischer Substanz die nicht abbaubaren Schadstoffe während der Vergärung aufkonzentriert. Die Schwermetallkonzentrationen in Gärresten, bezogen auf die Trockenmasse, überschreiten regelmäßig die Grenzwerte der BioAbfV für Komposte, vor allem aufgrund der Einträge von Zink und Kupfer aus Güllesubstraten (WILFERT et al. 2004, S. 93). Insbesondere Schweinegülle und -mist sind in diesem Zusammenhang problematisch (vgl. Abb. 10-10).

912. In Gülle und landwirtschaftlichen Gärresten wurden auch erhebliche Konzentrationen an bestimmten organischen Schadstoffen nachgewiesen. NPEOs, DEHP sowie besonders Organozinnverbindungen (MBT, DBT) und LAS sind hier

problematisch (vgl. Tab. 10-6). In der Kritik steht auch der Eintrag von Antibiotika-Rückständen über Wirtschaftsdünger in den Boden (HARMS und MEYER 2006).

Problempunkte

913. Gülle und landwirtschaftliche Gärreste werden in großem Umfang als Dünger in der Landwirtschaft eingesetzt. Trotz der bekannten positiven Düngewirkung dieser Substrate birgt deren landwirtschaftliche Verwertung auch Risiken. Neben Schwermetallen, insbesondere Kupfer und Zink, sind auch organische Schadstoffe, die beispielsweise endokrine Wirkungen haben und Tierarzneimittel wie Antibiotika zum Teil in sehr hohen Konzentrationen enthalten.

Schlussfolgerungen und Empfehlungen

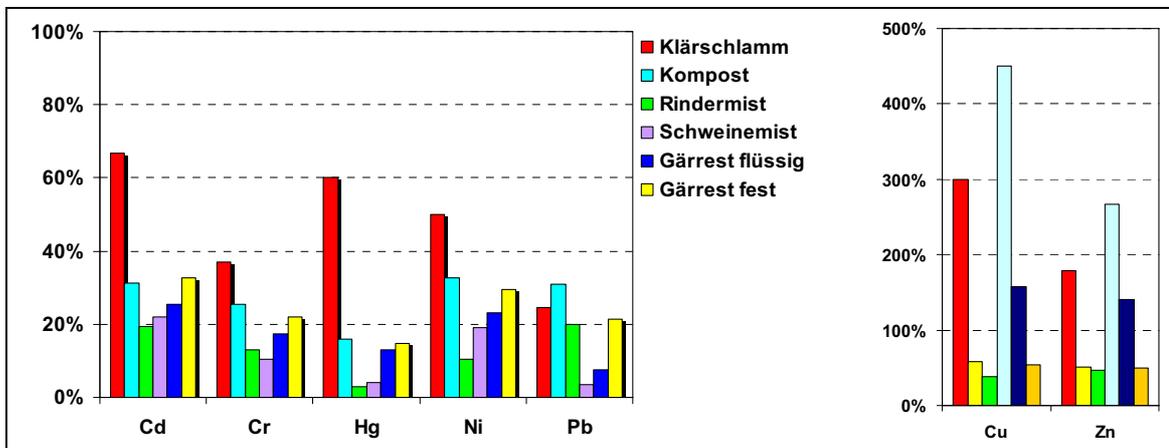
914. Das bisherige Wissen über Schadstoffe in Wirtschaftsdüngern und landwirtschaftlichen Gärresten gibt Anlass zur Besorgnis. Allerdings existieren kaum fundierte Untersuchungen zu Langzeitwirkungen von Schwermetallen, organischen Schadstoffen und Tierarzneimitteln, die mit den Sekundärrohstoffdüngern auf die Böden aufgebracht werden. Es ist daher dringend geboten den Stand des Wissens in diesem Bereich zu vertiefen. Entsprechend fundierte und möglichst repräsentative Untersuchungen hinsichtlich der Auswirkungen auf Boden und Gewässer sollten umgehend angestellt werden.

10.3.2.4 Vergleich der Düngemittel

915. Im Vergleich mit verschiedenen Düngemitteln weist Klärschlamm zumeist deutlich höhere Schwermetallgehalte auf (Abb. 10-10). Gleichzeitig ist der Mengenstrom mit circa 2,3 Mio. Mg Trockenmasse pro Jahr relativ gering. Die Gefährdungen, die von der landwirtschaftlichen Klärschlammnutzung ausgehen (s. SRU 2002, Tz. 900; 2004, Tz. 760), sind nicht angemessen im Verhältnis zum Nutzen.

Abbildung 10-10

Vergleich der Schwermetallgehalte in Klärschlamm, Kompost aus Bioabfall und verschiedener Wirtschaftsdünger (Gehalte auf die Grenzwerte der Bioabfallverordnung (= 100 %) normiert)



SRU/UG 2008/Abb. 10-10; Datenquelle: KÖRDEL et al. 2007, BMU 2007b

Auch die Gehalte an organischen Schadstoffen sind im Vergleich zu anderen Sekundärrohstoffdüngern deutlich erhöht (Tab. 10-6). Die angegebenen Mittelwerte sind jedoch aufgrund teilweise sehr geringer Probenzahlen nur begrenzt belastbar, da die Einzelergebnisse große Streubreiten aufweisen (KÖRDEL et al. 2007)

Tabelle 10-6

Organische Schadstoffgehalte (Mittelwerte) in Sekundärrohstoffdüngern im Vergleich mit Vorsorge- bzw. PNEC-Werten und den Grenzwertvorschlägen der EU¹⁾ in [mg/kg TS]

	Gülle	Kompost	Klär-schlamm	Gär-reste	Grenzwerte BMU-Arbeits-entwurf 2007 ¹⁾	Vorsorgewerte BBodSchV bzw. PNEC _{Boden}	Grenz-werte EU-Vorschlag 2000 ⁴⁾
PCB	0,004	0,02	0,1	<0,07	0,1	0,05 ²⁾	0,8
PAK	0,07	1,5	4,3	1,5	Benz(a)pyren 1	3 ²⁾	6
NP/NPEO	0,04	0,02	15 - 45	1,49		0,43 ³⁾	
LAS	29	18	1 400	536		4,6 ³⁾	2 600
DEHP	0,4	0,9	27	15,5		10 ³⁾	100
DBP	0,05	0,01	0,25	0,77		2 ³⁾	
MBT + DBT	0,06	0,03	0,55	0,2		0,008 ³⁾	
MKW	k.A.	0,2	4 024 ⁵⁾	4,0			

¹⁾BMU 2007c ²⁾Vorsorgewerte nach BBodSchV
³⁾PNEC-Werte Boden (Predicted No-Effect Concentration)
⁴⁾Entwurf zur Europäischen Klärschlammrichtlinie, 3. Entwurf, ENV.E.3/LM, Brüssel, 27. April 2000
⁵⁾MUNLV NRW 2004b

Quelle: KÖRDEL et al. 2007, ergänzt

10.3.3 Zusammenfassung und Empfehlungen

916. Mit der Vorlage des Entwurfes zur Novellierung der AbfKlärV wurde das im Jahr 2002 von BMU und BMVEL vorgeschlagene, übergreifende integrierte Konzept zur Bewertung von Schadstoffeinträgen aus organischen und anorganischen Düngemitteln und Bodenhilfsmitteln nicht weiterverfolgt. Daher muss die im Umweltgutachten 2004 geäußerte Empfehlung, Schadstoffgrenzwerte für organische Abfälle nach einheitlichen Bewertungsmaßstäben festzulegen, die sich am vorsorgenden Bodenschutz orientieren (SRU 2004, Tz. 796) erneuert werden. Das vorrangige Ziel bei der Verwendung von Düngemitteln muss neben deren Wirksamkeit die Verhinderung einer Anreicherung von Schadstoffen im Boden und den Gewässern sein. Dies ist unabhängig von der Herkunft der Schadstoffe sicherzustellen.

Um die Auswirkungen der Schadstoffgehalte der unterschiedlichen Sekundärrohstoffdünger besser verstehen zu können, sollte der Einsatz ökotoxikologischer Testsysteme für alle genannten Düngemittel und Bodenverbesserungsstoffe erprobt werden. Das Wissen über den Verbleib und die längerfristigen Auswirkungen von organischen und anorganischen Schadstoffen ist bisher ungenügend und muss schnellstens vertieft werden.

917. Klärschlamm weist im Vergleich zu den übrigen betrachteten Sekundärrohstoffdüngern vergleichsweise hohe Schwermetallgehalte auf und ist insbesondere mit organischen Schadstoffen belastet, die aufgrund ihrer Vielzahl zum Teil noch nicht in Art und Wirkung hinreichend identifiziert sind. Aus Gründen des vorsorgenden Bodenschutzes sollte Klärschlamm daher mittelfristig nur noch thermisch verwertet werden. Das Düngepotenzial der Klärschlämme sollte über die Rückgewinnung von Phosphat aus der Verbrennungssasche aus der Monoverbrennung genutzt werden. Das momentan diskutierte Arbeitspapier zur Novellierung der AbfKlärV ist in diesem Zusammenhang als erster Schritt zu begrüßen, dem ein Stufenplan für weitere notwendige Schritte sowie eine erkennbare Orientierung an einem übergreifenden Schutzkonzept folgen sollten.

918. Bioabfälle sollten vor der stofflichen Verwertung zunächst energetisch genutzt werden; biologisch gut abbaubare Substrate mittels Vergärung, trockene, holzartige Stoffe auf thermischem Wege. Bioabfallkomposte besitzen nur mäßige Düngeeigenschaften und führen bei Anwendung als Phosphor-, Stickstoff- oder Kalziumdünger zu höheren Schadstoffeinträgen als Klärschlämme. Komposte können daher in erster Linie als wertvolle Bodenhilfs- oder -verbesserungsstoffe eingesetzt werden. Allerdings bestehen hinsichtlich der Auswirkungen der enthaltenen organischen Schadstoffe noch Wissenslücken, die geschlossen werden sollten. Dringend erforderlich ist die Einführung von adäquaten Grenzwerten für organische Schadstoffe in die BioAbfV.

919. Die unzureichende Datenlage über die Belastung von landwirtschaftlichen Gärresten mit Schadstoffen erfordert besonders vor dem Hintergrund der stetig steigenden Mengen umgehend intensive Forschungsaktivitäten. Zum einen sind die sporadischen Analyseergebnisse hinsichtlich der Schadstoffkonzentrationen auf breiter Basis zu validieren und zum anderen die Auswirkungen dieser Schadstoffe zu untersuchen. Besondere Aufmerksamkeit sollte dabei Tierarzneimittelrückständen wie Antibiotika gewidmet werden.

10.4 Getrenntsammlung von Abfällen und Potenziale von Abfallbehandlungstechnologien mit weitergehenden Sortierschritten

920. Seit einigen Jahren wird in der deutschen Abfallwirtschaft eine intensive Diskussion darüber geführt, inwieweit das derzeitige System der getrennten Sammlung verschiedener verwertbarer Abfallfraktionen – insbesondere der Verpackungsabfälle – aufrechterhalten werden soll oder angesichts neuer technischer Entwicklungen überholungsbedürftig ist. In zahlreichen Untersuchungen und Modellversuchen wurden zwischenzeitlich die technischen Leistungsfähigkeiten von Sortieranlagen und Sammelsystemen („Gelb-in-Grau“ (GiG), „trockene Wertstofftonne“, „Zebratonne“, „Gelbe Tonne plus“ etc.) sowie ökonomische und ökologische Auswirkungen untersucht. Die Diskussion ist hoch politisiert, da mit derartigen Systementscheidungen auch die Aufteilung des Marktes zwischen privater und kommunaler Entsorgungswirtschaft sowie zwischen kleinen und großen privaten Entsorgern verknüpft ist. Gleichzeitig ist aber die Relevanz aus ökologischer Sicht eher gering einzustufen, da es sich bei Verpackungsabfällen weder um gefährliche (im Sinne des KrW-/AbfG) Abfälle noch um bedeutsame Mengen an Abfällen handelt. Die Versuche und Modelluntersuchungen sollen hier zusammengefasst und bewertet werden.

Verbrauch und Verwertung von Verpackungsmaterialien haben zwischen 1995 und 2005 eine unterschiedliche Entwicklung durchlaufen.

Während die eingesetzte Menge auf knapp 16 Mio. Mg pro Jahr stieg, nahm die Verwertungsquote von 72,4 % (1995) auf 82,2 % (2001) zu. Seitdem ist eine rückläufige Tendenz zu verzeichnen, die 2005 auf einen Wert von 78,8 % fiel. Seit der Einführung des Pflichtpfands für Einweggetränkeverpackungen ging der Anteil der Packstoffe Glas und Metall, die mit überdurchschnittlichen Verwertungsquoten zu einem guten Gesamtergebnis führten, deutlich zurück. Die Verwertungsquote für Weißblech hat sich auf 84,6 % erhöht, da im Rahmen der Vorbehandlung der Siedlungsabfälle größere Mengen an Metallen erfasst werden konnten. In der Menge zugenommen hat dagegen der Einsatz von Kunststoffen, die für 2005 eine Verwertungsquote von 50,1 % aufweisen (GVM 2006).

10.4.1 Modellversuche und Vergleiche verschiedener Sammelsysteme

921. Für den großmaßstäblichen Einsatz von Restabfallsortiertechniken mit dem Ziel der Abtrennung stofflich verwertbarer Anteile aus dem Restmüll gibt es noch immer nur sehr beschränkte Erfahrungen sowohl hinsichtlich der technischen Leistungsfähigkeit und der erzielbaren Wertstoffqualitäten als auch hinsichtlich der dadurch entstehenden Kosten. Weitere Untersuchungen werden derzeit in der Region Trier (Nachsortierung von vorgetrocknetem Siedlungsabfall, Simulation einer gemeinsamen Erfassung von Restmüll und Verpackungsabfall) vorbereitet (EUWID 2007c).

922. Tabelle 10-7 gibt einen Überblick über die durchgeführten größeren Versuche und Untersuchungen.

Tabelle 10-7

Übersicht über die Versuche und Modelluntersuchungen zur Veränderung von Systemen der getrennten Sammlung bei Siedlungsabfällen

Pilotversuch/ Untersuchung	Untersuchungs- gegenstand	Szenarien	Randbedingungen
<p>Ökobilanzierung abfallwirtschaftlicher Sammelsysteme für Verpackungsabfälle in NRW</p> <p>Auftraggeber: Ministerium für Umwelt, Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz NRW (GIEGRICH et al. 2005)</p>	<p>Ökologische und ökonomische Bewertung von Erfassungssystemen zur Erfassung von Verpackungs- und Restabfällen</p> <p>Beurteilung von Vor- und Nachteilen der Sammelsysteme</p> <p>Aufzeigen abfallpolitischer Handlungsbedarfs</p>	<p>System 1: Status Quo (getrennte Sammlung der Abfallfraktionen)</p> <p>System 2: Gemeinsame Erfassung von Leichtverpackungen (LVP) und Restmüll (getrennte Sammlung der übrigen Fraktionen)</p> <p>System 3: Gemeinsame Erfassung von trockenen Wertstoffen (getrennte Erfassung von Bioabfall, Altglas, Restmüll)</p>	<p>Flächendeckende Bioabfall- und -verwertung</p> <p>Altglaserfassung im Bringsystem</p> <p>Stoffliche Verwertbarkeit der Kunststoffe und Verbunde</p> <p>Hinreichende Verwertungskapazitäten für Sekundärbrennstoffe</p>
<p>GiG-Projekt Rheinland-Pfalz (Gemeinsame Erfassung und Aufbereitung von LVP und Restmüll)</p> <p>Auftraggeber: Ministerium für Umwelt und Forsten Rheinland-Pfalz, Der Grüne Punkt – DSD AG, Herhof Umwelttechnik GmbH (JUNG 2005)</p>	<p>Technische Machbarkeit der gemeinsamen Erfassung / Sortierung / Aufbereitung im Rahmen des Trockenstabilisierverfahrens</p> <p>Quotenerfüllung nach VerpackV</p> <p>Reinheit, Verwertungseigenschaften, Marktreife der Produkte</p>	<p>System 1: Mit Biotonne</p> <p>System 2: Ohne Biotonne</p>	<p>Nachträgliche Vermischung der getrennt gesammelten Restmüll- und Leichtverpackungsabfälle</p> <p>Versuchsgebiete sind eher ländlich geprägt mit relativ guten Trennergebnissen</p>

	<p>Optimierungsmöglichkeiten durch Integration von Trennsystemen der Verpackungssortierung</p> <p>Ökonomische Auswirkungen</p>		
<p>Gelbe Tonne Plus</p> <p>Auftraggeber: Stadt Leipzig, ALL GmbH, Der Grüne Punkt – DSD AG</p>	<p>Entwicklung der Erfassungsmengen</p> <p>Entwicklung der Materialzusammensetzung</p> <p>Entwicklung eines Konzepts zur Aufteilung der Kosten</p> <p>Entwicklung von Produktausbeuten und -qualitäten in der Sortierung</p> <p>Reduzierung von Sortierabfällen Gelbe Tonne Plus / Trockene Wertstofftonne: gemeinsame Erfassung von Leichtverpackungen, materialgleichen Nichtverpackungen, Metallen und Elektrokleingeräten</p>	<p>Gelbe Tonne Plus/ Trockene Wertstofftonne: gemeinsame Erfassung von Leichtverpackungen, materialgleichen Nichtverpackungen, Metallen und Elektrokleingeräten</p>	<p>Gemeinsame Erfassung von Restmüll und Biomüll, getrennte Sammlung der restlichen Abfallfraktionen</p>
<p>Abfallentsorgung mit geringeren Lasten für Haushalte, weitgehender Abfallverwertung und dauerhaft umweltverträglicher Abfallbeseitigung</p> <p>Auftraggeber: Umweltministerium Baden-Württemberg (KRANERT et al. 2006)</p>	<p>Möglichkeiten der Vereinfachung der Abfallentsorgung insgesamt und für die Haushalte durch gemeinsame Erfassung von Stoffströmen</p>	<p>18 Szenarien: Ökologische und ökonomische Modellierung verschiedener Varianten der Erfassung und Behandlung der Abfallfraktionen Restmüll, LVP, stoffgleiche Nichtverpackungen, Bioabfall und Altpapier</p>	<p>Daten aus Landkreisen in Baden-Württemberg.</p> <p>Überwiegend ländliche Struktur, keine städtischen Kreise beteiligt</p>
<p>Quelle: Verbraucherzentrale Bundesverband 2006, letzte Zeile ergänzt</p>			

923. KRANERT et al. (2006) haben auf der Basis von Daten und abfallwirtschaftlichen Strukturen von zehn Landkreisen aus Baden-Württemberg Umwelteffekte und Kosten verschiedener Modelle und System- und Verfahrenskombinationen der Siedlungsabfallentsorgung einschließlich Sammlung, Transport und nachgelagerten Verfahrensschritten untersucht. Die Untersuchung beschränkt sich auf ländliche Räume. Die jeweiligen Gesamtkosten der untersuchten Systeme unterscheiden sich im Ergebnis nur wenig (52 bis 68 Euro pro Einwohner und Jahr). Dabei schnitten bei der Wertstoffsammlung Bringsysteme günstiger ab als Holsysteme, mit Ausnahme der getrennten Bioabfallsammlung, da die im Vergleich zu Restabfall deutlich geringeren

spezifischen Behandlungskosten für Bioabfall die Kosten für die Sammlung überkompensierten. Varianten mit trockener Wertstofftonne waren aufgrund höherer Kosten für die Sortierung und stoffliche Verwertung insgesamt teurer als die übrigen Systeme. Am kostengünstigsten schnitten generell Systeme ab, bei denen die Leichtverpackungen und stoffgleiche Nichtverpackungen über den Restabfall oder lediglich über Depotcontainer erfasst und in der MVA oder MBA energetisch verwertet wurden. Doch auch die heute übliche Erfassung über den gelben Sack ist kaum teurer.

Aufgrund der höheren spezifischen Behandlungskosten verursachen Systeme, in denen die Sortierreste in einer MVA verbrannt werden, im Durchschnitt höhere Kosten als solche mit einer MBA des Restabfalls. Allerdings ist die Entsorgungssituation für heizwertreiche Fraktionen aus MBA derzeit schwierig, da die Qualität der so erzeugten Ersatzbrennstoffe für einen breiten Einsatz in Zement- und Kraftwerken nicht geeignet bzw. attraktiv ist, sodass derzeit erhebliche Mengen dieser Abfallfraktion zwischengelagert werden (Tz. 877) und zunehmend spezialisierte „Ersatzbrennstoffkraftwerke“ für diese Abfälle errichtet werden. Daher könnte sich der Unterschied zwischen den spezifischen Behandlungskosten zugunsten der MVA verschieben. Insgesamt bleibt festzuhalten, dass die Kosten der verschiedenen Systeme und ihre ökonomische vergleichende Wertung sehr stark von lokalen Randbedingungen wie der Siedlungsstruktur und vorhandenen Entsorgungsinfrastrukturen abhängen. Kostenvergleiche bergen im Übrigen das Problem, dass die gegenwärtigen Marktpreise für Behandlungsanlagen zurzeit als verzerrt angesehen werden müssen und Umstellungskosten in der Regel nicht berücksichtigt werden (Verbraucherzentrale Bundesverband 2006).

924. In der Ökobilanz erzielen solche Systeme die höchsten CO₂-Einsparungen, bei denen die energetische Nutzung der Wertstoffe überwiegt, also ohne stoffliche Verwertung von Bioabfall und Verpackungen sowie anderen Kunststoffen (GIEGRICH et al. 2005). Die übrigen Wirkungskategorien der Ökobilanz (Eutrophierung, Ressourcenverbrauch, human- und ökotoxische Wirkung, Versauerung, Photooxidantienbildung, Naturraumbeanspruchung) haben die Autoren auf Einwohnerdurchschnittswerte normiert, aber nicht gewichtet. Im Ergebnis erzielen die Varianten mit hohen Anteilen an stofflicher Verwertung die größten ökologischen Vorteile. Insgesamt sind die Unterschiede zwischen den Systemen vergleichsweise gering gegenüber der Variante Deponierung des unbehandelten Abfalls (GIEGRICH et al. 2005).

Kunststoffe/Verpackungen

925. Neben der heute üblichen getrennten Erfassung von Leichtverpackungen ist eine gemeinsame Erfassung mit dem Restmüll und anschließende Sortierung oder eine gemeinsame Erfassung mit anderen trockenen Wertstoffen denkbar. Geht man bei den Verpackungen davon aus, dass weiterhin bestimmte Quoten für eine werkstoff-

liche Verwertung eingehalten werden müssen, so ist bei einer Sammlung von Verpackungsabfällen zusammen mit dem Restabfall eine weitergehende Sortierung und Aufbereitung von Kunststoffen und Verbunden erforderlich, als sie in heutigen Restabfallbehandlungsanlagen (MVA, MBA) üblich ist. Daneben sind auch andere Systeme, zum Beispiel die in Österreich eingeführte gezielte Sammlung gut verwertbarer Kunststoffflaschen und Erfassung der übrigen Leichtverpackungen über den Restmüll, möglich.

926. In einem Versuch in Rheinland-Pfalz wurde ein Gemisch aus Restmüll und Leichtverpackungen in einer Restmüllbehandlungsanlage im Trockenstabilat-Verfahren behandelt und anschließend verwertbare Verpackungsanteile aussortiert (JUNG 2005). Die Verwertungsquoten der Verpackungsverordnung wurden dabei erreicht, ebenso die in der Regel von der DSD AG geforderten Reinheitsgrade für die Kunststoffe. Jedoch bestehen weiterhin offene Fragen hinsichtlich der tatsächlichen Qualitäten der erzeugten Sortierfraktionen. Aufgrund der höheren Verunreinigungen ist der Aufwand der Prozesswasseraufbereitung höher als bei der Aufbereitung getrennt gesammelter Verpackungsabfälle (CHRISTIANI 2005). Für die untersuchten Gebiete wurden durch die Umstellung auf die gemeinsame Sammlung und Sortierung Kostenvorteile von 4 bis 9 % errechnet, die allerdings durch die Umstellung der Entsorgungsinfrastruktur gegebenenfalls wieder aufgezehrt werden können (WÖBBEKING 2005). KNOCH et al. (2006) dagegen kommen mit einer Modellierung der Aufbereitung eines gemischten Restabfalls zu dem Ergebnis, dass das Ziel einer werkstofflichen Verwertung von Kunststoffen eine getrennte Erfassung dieser Fraktion erfordert, da die Querver Verschmutzungen aus dem Restmüll die Qualität der Kunststoffe so stark beeinträchtigt, dass sie nicht mehr für eine werkstoffliche, sondern nur noch für eine energetische Verwertung ausreicht. Danach reicht auch eine getrennte Erfassung des Biomülls nicht aus, um diese Querver Verschmutzungen hinreichend zu reduzieren. Prinzipiell führt die gemeinsame Erfassung und anschließende Trennung zu einer Verlängerung der Prozesskette mit allen daran hängenden Zusatzaufwendungen logistischer, technischer und energetischer Art.

927. Für eine gemeinsame Erfassung von „trockenem“ Restmüll (also bei getrennter Biomüllsammlung) mit Leichtverpackungen und anschließende Sortierung dieses Gemisches in einer erweiterten oder neu gebauten LVP-Sortieranlage haben BILITEWSKI et al. (2004) für eine Großstadt Kostenersparnisse in Höhe von lediglich 1,12 bis 1,27 Euro je Einwohner und Jahr errechnet. Nicht betrachtet wurden dabei Veränderungen der Kosten für die Reststoffbeseitigung, der Zuzahlungen oder Erlöse für aussortierte Wertstoffe sowie unterschiedliche Randbedingungen der Entsorgungsinfrastruktur, die jedoch im Einzelfall das Ergebnis deutlich verändern können.

928. Die Erfassung von Leichtverpackungen gemeinsam mit stoffgleichen Nichtverpackungen aus Kunststoff sowie Elektrokleingeräten mit anschließender Sortierung in einer modernen LVP-Sortieranlage wird seit 2004 in einem Großversuch in Leipzig und in ausgewählten Gebieten Berlins (Januar 2005 bis September 2006) getestet. Für den Verbraucher vereinfacht sich die Erfassung, da nicht mehr nach Verpackung und Nichtverpackung sondern nach Material unterschieden wird. Dies sollte zu einer merklichen Reduzierung von Wertstoffen im Restmüll führen. Ebenso positive Effekte sind zusätzlich aus der Erfassung von Elektrokleingeräten zu erwarten. Insbesondere Kleinstelektronik wie Grußkarten oder Kleinspielzeuge werden vom Verbraucher kaum als schadstoffhaltig eingestuft und dementsprechend mit dem Hausmüll entsorgt. Begleitet wurden die Versuche von umfangreicher Öffentlichkeitsarbeit, um eine Akzeptanz der Tonne zu schaffen und Fehlwürfe zu reduzieren. Nach ersten Ergebnissen konnten in Berlin zusätzlich 6 kg pro Einwohner und Jahr (ALBA 2007) und in Leipzig 8 kg pro Einwohner und Jahr an stoffgleichen Wertstoffen zusätzlich erfasst werden. Für Berlin wurde eine weitere Ausweitung des Systems beschlossen, da bei konstanten Kosten eine höhere Wertstoffmenge erfasst werden konnte (Abgeordnetenhaus von Berlin 2007). Problematisch bei gemeinsamer Erfassung von lizenziertem Verpackungsmaterial und andienungspflichtigen, stoffgleichen Nichtverpackungen und Elektrokleingeräten ist der finanzielle Ausgleich zwischen Kommunen und Dualem System. Da aber auch für die gemeinsame Sammlung von Altpapier aus Verpackung und Druckerzeugnissen eine Lösung gefunden wurde, sollte diese Frage nicht zum Scheitern dieses Sammelprinzips führen.

929. In einem Untersuchungsvorhaben in Nordrhein-Westfalen (GIEGRICH et al. 2005) wurden verschiedene Sammelsysteme bewertet, darunter die gemeinsame Erfassung von LVP mit Restabfall und die gemeinsame Erfassung von Papier, LVP und stoffgleichen Nichtverpackungen in einer trockenen Wertstofftonne sowie die heute verbreitete getrennte Sammlung von LVP. Dazu wurden auch verschiedene Sortierversuche in nordrhein-westfälischen Anlagen ausgewertet. Die Kostenbetrachtung lässt keine generelle ökonomische Überlegenheit eines der drei betrachteten Systeme erkennen, sondern vor allem eine starke Abhängigkeit der Gesamtkosten von der Gebietsstruktur (städtisch/ländlich) und der vorhandenen Restabfallbehandlung (MVA/MBA). Für die trockene Wertstofftonne ergeben sich jedoch überwiegend Mehrkosten von 0,5 bis 3 Euro je Einwohner und Jahr (bei Gesamtkosten zwischen 40 und 60 Euro je Einwohner und Jahr). Auch die ökologische Bewertung kommt zu keiner generellen, eindeutigen Überlegenheit eines der drei Systeme. Eine Systemvariante, die gänzlich auf die werkstoffliche Verwertung von Verpackungen verzichtet, wurde dabei jedoch nicht untersucht.

930. Die 5. Novelle der Verpackungsverordnung verbessert die Möglichkeiten, die gelben Tonnen zu trockenen Wertstofftonnen, beispielsweise als „Gelbe Tonne Plus“,

auszubauen. Die Kommunen können entsprechende Vereinbarungen mit den dualen Systemen treffen. Dann können in den gelben Tonnen, vergleichbar der gemeinsamen Erfassung von Papierverpackungen mit Druckerzeugnissen, nicht nur Verpackungen, sondern auch andere Abfälle aus den gleichen Materialien eingesammelt werden.

Altpapier und Altglas

931. Für Altpapier ist dagegen die getrennte Erfassung vom Restmüll eine wichtige Voraussetzung für eine stoffliche Verwertung. Bei gemischter Sammlung mit dem Restmüll ist nur noch eine energetische Verwertung möglich. Altpapier aus einer Sammlung in einer trockenen Wertstofftonne ist ebenfalls stärker verunreinigt, was den Aufbereitungsaufwand und damit die Sortierkosten deutlich erhöht (Verdoppelung der Sortierkosten, (AF-CELPAP AB CONSULTING 2004, S. 38)) und die Verwertung in hochwertigen Papieren erschwert. Die stoffliche Altpapierverwertung weist in der ökologischen Bewertung deutliche Vorteile gegenüber einer energetischen Verwertung auf, wie eine Auswertung von neun Lebenszyklusanalysen ergeben hat. Eine Auswertung von neun Kosten-Nutzen-Analysen kam demgegenüber zu keinem eindeutigen Ergebnis, wobei Qualität und Transparenz der Analysen, insbesondere im Hinblick auf die berücksichtigten externen Kosten, teilweise ungenügend waren (EEA 2006). Erfahrungen aus den USA mit der Verwertung von Altpapier, das zunächst gemeinsam mit Plastik, Dosen und Glas erfasst wurde, sind negativ. Die Verunreinigung durch Glasplitter, Sand, Kunststoffe usw. betragen circa 17 Gewichtsprozent (gegenüber Werten von 2,5 Gew.-% in Deutschland). Als Konsequenz werden zunehmend Altpapiermengen nach China exportiert und dort zu minderwertigerem Verpackungsmaterial verarbeitet (INGEDE 2007). Die getrennte Erfassung und Verwertung von Altpapier sollte daher beibehalten werden.

932. Die deutsche Behälterglasindustrie verwertete 2006 2,4 Mio. Mg Scherben. Für den Scherbeneinsatz sind sehr hohe Qualitäten der aufbereiteten Scherben erforderlich. Diese können bei gemeinsamer Sammlung mit anderen Wertstoffen nur mit einem höheren Aufbereitungsaufwand erreicht werden.

10.4.2 Empfehlungen

933. Die Diskussion um eine gemeinsame Erfassung bisher getrennt erfasster Abfallfraktionen sollte unter folgenden Randbedingungen fortgeführt werden:

- Altpapier und Glas sind auch künftig separat zu erfassen, um eine hochwertige, werkstoffliche Verwertung sicherzustellen.
- Bioabfall stellt bei entsprechender Sammelqualität eine wertvolle Grundlage für die Gewinnung von Komposten oder Energie dar. Die Sinnhaftigkeit der getrennten

Erfassung hängt von den lokalen Randbedingungen ab und ist individuell zu beurteilen.

- Die getrennte Erfassung von Verpackungen kann durch die zusätzliche Erfassung stoffgleicher Materialien und von Elektrokleingeräten nicht nur den Anteil verwertbarer Materialien im Restabfall reduzieren, sondern auch dessen Schadstoffgehalt reduzieren. Eine Ausweitung wird daher empfohlen.

Insgesamt lässt sich feststellen, dass sowohl die ökologischen als auch die ökonomischen Unterschiede zwischen den verschiedenen Systemen zur Sammlung und Verwertung von Verpackungen – getrennte Sammlung, gemeinsame Erfassung mit dem Restabfall, trockene Wertstofftonne – insgesamt eher gering sind und lokale Einflussfaktoren wie Siedlungsstruktur und vorhandene Restabfallbehandlungsanlagen die Ergebnisse stark beeinflussen. Dabei sind die Kenntnisse über erzielbare Wertstoffqualitäten und Kosten für eine gemischte Sammlung von Verpackungsabfällen mit dem Restabfall und anschließender vollautomatischer Sortierung mangels großtechnischer Erfahrungen noch sehr begrenzt. Es bietet sich daher an, diese Kenntnislücken in weiteren Großversuchen mit unabhängiger wissenschaftlicher Begleitung zu schließen.

934. Da eine gemeinsame Erfassung von Verpackungen mit dem Restmüll einen erheblichen Ausbau an Sortierkapazitäten erfordern würde, ist diese Option lediglich auf lange Sicht realistisch. Um mittelfristig eine höhere Wertstoffausbeute, eine Reduzierung der Schadstoffgehalte, geringere Entsorgungskosten und eine Arbeitsentlastung der Verbraucher zu erreichen, lohnt es, das Konzept der gemeinsamen Erfassung von Verpackungsabfällen, stoffgleichen Materialien und Elektrokleingeräten weiterzuverfolgen. Hier sind die positiven Ergebnisse aus Leipzig, Berlin und Hamburg hinsichtlich ihrer Übertragbarkeit auf unterschiedliche Entsorgungsstrukturen zu überprüfen.

10.5 Auswertung von Erfahrungen mit der Umsetzung von Produktverantwortung (Elektro- und Elektronikgeräte, Altfahrzeuge)

935. Nach Definition der Organisation für wirtschaftliche Zusammenarbeit und Entwicklung (OECD) ist mit Produktverantwortung die Verantwortung der Hersteller für den gesamten Lebenszyklus eines Produktes gemeint. Dies bedeutet, dass die Hersteller auch für die nachkonsumtive Phase der Produkte und damit physisch und/oder finanziell für Rücknahme und Entsorgung verantwortlich sind. Ziele dieses Ansatzes sind die Förderung eines effizienteren Ressourceneinsatzes, Vermeidung von Abfällen und die Optimierung des Produktdesigns (OECD 2001).

Die Produktverantwortung ist ein Instrument der integrierten Produktpolitik, die die Analyse der Umweltauswirkungen während des gesamten Lebensweges einschließlich des Entwurfsprozesses verfolgt. Dieser übergeordnete Ansatz zur Verbesserung der

Umweltverträglichkeit von Produkten wurde 2005 durch die Verabschiedung der Öko-design- bzw. EuP-Rahmenrichtlinie konkretisiert (Tz. 83). Für ausgewählte energiebetriebene Produkte und Produktgruppen werden entweder anhand von Durchführungsmaßnahmen oder anhand geprüfter Selbstregulierungsinitiativen der Hersteller Anforderungen festgelegt. Diese Anforderungen betreffen sowohl Informationspflichten (z. B. Erstellung eines spezifischen ökologischen Profils für das jeweilige Produkt) als auch Beschränkungen des Energie- und Ressourcenverbrauchs oder von Schadstoffkonzentrationen im Produkt. Die Ergebnisse der Vorstudien für die Festlegung entsprechender Standards werden der Europäischen Kommission ab Anfang 2008 vorgelegt. Die Umsetzung dieser Vorgaben wird in Deutschland durch das Energiebetriebene Produkte-Gesetz (EBPG) sichergestellt, das im Entwurf vorliegt (OEHME et al. 2007).

Abhängig von Umfang und Anspruch der Durchsetzungsmaßnahmen ist mittelfristig mit erheblichen Veränderungen der Produktgestaltung zu rechnen.

10.5.1 Ziele und Instrumente der Produktverantwortung

936. Mit dem Prinzip der Produktverantwortung, wie es im Rahmen der Abfallwirtschaft angewandt wird, werden generell verschiedene Ziele verfolgt:

- Anreiz für die Produkthersteller zum Einsatz weniger umweltschädlicher Inhaltsstoffe,
- Anreiz zur Konstruktion von Produkten, die besser verwertbar sind (recyclinggerechtes Design, Demontagefreundlichkeit, Reduktion der Materialvielfalt im Produkt, Kennzeichnung von Materialien),
- Anreiz zur Vermeidung von Abfällen, zum Beispiel durch Reduktion des Materialgewichtes, Verlängerung der Lebensdauer oder gänzlich neue Strategien der Produktvermarktung (z. B. Leasingkonzepte),
- Lenkung der Abfälle in bestimmte Verwertungspfade,
- verursachergerechte Zuordnung von Entsorgungskosten,
- Aufbau und/oder Weiterentwicklung der Behandlung spezieller Abfälle.

Es wird angenommen, dass durch die Einbeziehung der Entsorgungskosten in den Verkaufspreis für den Produzenten ein erheblicher Anreiz besteht, alle Maßnahmen zur Reduzierung der Kosten zu ergreifen, um sich am Markt behaupten zu können.

In Tabelle 10-8 sind verschiedene Instrumente zur Umsetzung der Produktverantwortung aufgeführt.

Tabelle 10-8

Beispiele für Instrumente zur Umsetzung der Produktverantwortung

Administrative Instrumente	Vorgaben zur Rücknahme oder Sammlung von Altprodukten, Beschränkungen von Stoffen oder Deponieverbote, Sammel-, Wiederverwertungs- oder Recyclingziele, Abfallbehandlungsstandards, Produktstandards
Ökonomische Instrumente	Material- oder Produktabgaben, Subventionen, ausdifferenzierte Abfallgebühren, Pfandsysteme, handelbare Recyclingquoten
Informatorische Instrumente	Berichtspflichten, Kennzeichnung von Produkten oder Komponenten, lokale Vereinbarungen bezüglich Sammelsystemen, Information der Verbraucher über Produktverantwortung bzw. Sammelhinweise, Informationsbereitstellung an Verwertungsunternehmen über Produktinhaltsstoffe
Quelle: TOJO et al. 2006	

Für die Produktströme Verpackungen, Elektro- und Elektronikaltgeräte, Batterien und Altfahrzeuge wurde das Prinzip der Produktverantwortung EU-weit eingeführt (EG-Verpackungsrichtlinie, EG-Richtlinie über Elektro- und Elektronikaltgeräte, EG-Batterierichtlinie, EG-Altfahrzeugrichtlinie). Vorgegeben wurden vor allem Rücknahme- und Verwertungsquoten für Produktströme sowie Stoffverbote oder Schadstoffminderungsziele. Die Einführung der Systeme ist mit einem beträchtlichen Aufwand verbunden. Nach Schätzungen des Zentralverbandes Elektrotechnik- und Elektronikindustrie beispielsweise betragen die Kosten der Rücknahmesysteme für Elektro- und Elektronikschrott zwischen 350 und 500 Mio. Euro für eine Rücknahmemenge von circa 1,1 Mio. Mg Elektroschrott pro Jahr (ZVEI 2007). Bisher wurden keinerlei Daten über Mengen und Qualitäten des tatsächlich erfassten Elektro- und Elektronikschrotts veröffentlicht. Die Preise für die Entsorgung der erfassten Geräte entwickeln sich seit Juni 2006 stark rückläufig. Begründet wird dies mit hohen Rohstofflösen aber auch mit einem Unterlaufen der Entsorgungsstandards mangels behördlicher Überwachung (EUWID 2007d).

Soll die Produktverantwortung über Rücknahmepflichten der Hersteller umgesetzt werden, so müssen die betroffenen Abfälle in der Regel getrennt erfasst werden, sofern nicht lediglich eine anteilige Zuordnung der Entsorgungskosten zu den Herstellern der Produkte erfolgen soll. Der Aufbau der Rücknahmesysteme kann entweder auf eine individuelle oder eine kollektive Verantwortung der Hersteller zielen.

Der Anreiz, die Produkte schadstoffärmer und leichter verwertbar zu gestalten, fällt bei einer gemeinsamen Erfassung der Abfallprodukte, die unter die Produktverantwortung fallen, mit Restabfällen tendenziell weg, es sei denn, die Kostenanlastung wird nach Kriterien von Schadstoffgehalt und Verwertbarkeit differenziert. Bei den Lizenzgebühren der DSD GmbH für Verpackungen beispielsweise wird nach Verpackungsmaterial und somit nach Aufwand für die Sortierung und Verwertung unterschieden (Der Grüne Punkt - Duales System Deutschland GmbH 2007).

Die Erarbeitung von Standards zur Konkretisierung der Produktverantwortung in anderen Produktkategorien ist für die nahe Zukunft nicht zu erwarten. Für die Materialströme Papier und mineralische Abfälle existieren in Deutschland seit 1994 bzw. 1996 Selbstverpflichtungen der Wirtschaft für Verwertungsquoten, die regelmäßig erreicht werden.

10.5.2 Resultate einzelner Produktverantwortungs-Regelungen

10.5.2.1 Elektro- und Elektronikgeräte

937. Die Richtlinie 2002/95/EG des Europäischen Parlamentes und des Rates vom 27. Januar 2003 zur Beschränkung der Verwendung bestimmter gefährlicher Stoffe in Elektro- und Elektronikgeräten (RoHS) und die EG-Richtlinie über Elektro- und Elektronikaltgeräte haben im Vorfeld der Implementierung positive Auswirkungen auf die Produktgestaltung im Elektro- und Elektroniksektor gezeigt, wie aus einer Befragung von Herstellern in Schweden und Japan hervorgeht (ROSSEM et al. 2006a). Insbesondere japanische Hersteller haben im Vorgriff auf einheimische und europäische Regelungen Änderungen am Design vorgenommen. Die Stoffverbote in der EU bewirken auch Änderungen im globalen Markt (Tab. 10-9), so werden beispielsweise auch in den USA die unter der RoHS-Richtlinie verbotenen bromierten Flammschutzmittel schrittweise vom Markt genommen (GRAHAM-ROWE 2006), und im globalen Markt setzen sich zunehmend bleifreie Lötmittel durch (ROSSEM et al. 2006a, S. 18).

Tabelle 10-9

Designänderungen japanischer Hersteller von Elektro- und Elektronikgeräten

Art der Weiterentwicklung	Beispiele kommerzieller Anwendung / Zielsetzung (ab 2000)*
Bleifreies Lötzinn	<p>Silberhaltiges Lötzinn: Großcomputer seit 1989 (Hitachi), Stereokopfhörer und tragbare Minidiskspieler ab März 2000 (Matsushita)</p> <p>Silber- und kupferhaltiges Lötzinn: Anwendung in Notebooks, Schmalfilmkameras, Waschmaschinen und Klimaanlage seit 1999 (Hitachi)</p> <p>Zinn- und kupferbasiert: Anwendung in Videogeräten (Matsushita)</p> <p>Vollständige Umstellung bis Ende 2002 (Fujitsu), bis März 2003 (Matsushita), 50 % Reduzierung gegenüber 1997 für ab 2001 verkaufte Produkte (NEC)</p>
Halogenfreie Flammschutzmittel	<p>Leiterplatten in Personal Computern (PC) (Matsushita, Hitachi)</p> <p>Bauteile in Klimaanlage, Waschmaschinen und TV-Geräten (Hitachi, Matsushita, Toshiba)</p> <p>Anwendung von silikonbasierten Flammschutzmitteln in PCs, Flüssigkristallmonitoren und Projektoren (NEC)</p> <p>Eliminierung von PBB und PBDE für alle Kunststoffteile zum September 2000 (Sharp), vollständige Eliminierung aller bromierten Flammschutzmittel zu einem späteren Zeitpunkt</p>
Eliminierung/ Verringerung des Einsatzes von PVC	<p>Einführung von PVC-freien Kabeln und Metallblechen und 20 % Reduzierung gegenüber 1997 bis 2002 (NEC)</p> <p>PVC-freie Komponenten in TV-Geräten und Kühlschränken (Hitachi)</p> <p>50 % Reduzierung gegenüber 1997 bei Kabeln bis 2001 (Ricoh)</p> <p>Ziel der kompletten Eliminierung von PVC bis März 2003 (Sharp)</p>
Ersatz von ozonschädigenden Substanzen	<p>Einsatz von Cyclopentan-Schäumen anstelle von FCKW-haltigen bei allen Kühlgeräten ab März 2005 (Mitsubishi)</p> <p>Anwendung von FCKW-freien Kältemitteln in den meisten Klimaanlage (Toshiba)</p> <p>Ziel der kompletten Eliminierung ozonschädigender Substanzen ab Dezember 2004 (Toshiba)</p>
Ersatz/ Verringerung von Chrom VI	<p>Anwendung von chromfreien Metallplatten in allen Produkten ab 2001 (Ricoh)</p> <p>Anwendung von chromarmen Metallplatten in PCs und Telefonanlagen (NEC)</p> <p>Eliminierung von Chrom in Tonbändern (Sony)</p>
* Beispiele erheben keinen Anspruch auf Vollständigkeit	
Quelle: ROSSEM et al. 2006a, S. 18	

In China ist seit dem 1. März 2007 eine der RoHS vergleichbare Richtlinie für elektronische Informationsgeräte in Kraft getreten, die in einer ersten Stufe die Kennzeichnungspflicht und in einer zweiten Stufe Verwendungsbeschränkungen und Zertifizierungspflichten enthält. (Measures for Administration of the Pollution Control by

Electronic Information Products). Diese gilt auch für importierte Geräte. Der Zeitpunkt der Implementierung der zweiten Stufe ist allerdings noch offen. Die Kennzeichnungspflicht umfasst Angaben darüber, welcher Stoff (Pb, Hg, Cd, Cr IV sowie Flammschutzmittel PBB und PBDE) in welcher Menge in welchem Bauteil des Produktes enthalten ist und wie das Produkt entsprechend wiederzuverwerten oder zu entsorgen ist. Nicht betroffen sind Produkte, die ausschließlich für den Export hergestellt werden.

In der Schweiz, Südkorea, Kalifornien, New York City, Argentinien und Australien werden vergleichbare Regelungen erwartet, die bisher im Entwurf vorliegen (SELIN und VANDEVEER 2006; Bundesregierung 2006). Dies lässt mittelfristig eine grundlegende Veränderung von Produkteigenschaften und -auswirkungen weltweit erwarten.

938. In Europa wird die Wirkung der Richtlinie über Elektro- und Elektronikgeräte dadurch eingeschränkt, dass bei der Umsetzung in nationales Recht überwiegend kollektive Rücknahmesysteme gegenüber individuellen Rücknahmesystemen bevorzugt werden, beispielsweise durch die Subventionierung der kollektiven Sammlung über die Kommunen. Zusätzlich sind in den meisten nationalen Gesetzen keine finanziellen Garantien der Produzenten für zukünftige Entsorgungskosten vorgesehen (ROSSEM et al. 2006b). Individuelle Produktverantwortung bedeutet dabei nicht notwendigerweise auch die physische Rücknahme eines Produktes durch den Hersteller, sondern kann auch durch eine differenzierte finanzielle Zuordnung sichergestellt werden. Die Kosten für die Hersteller werden in Deutschland bisher ausschließlich massebezogen festgelegt, sodass kein Anreiz für eine Optimierung der Produkte hinsichtlich Recyclingfreundlichkeit oder Schadstoffreduzierung besteht. Von Innovationen bei der Entwicklung, die auf eine bessere Recycelbarkeit zielen, profitiert nicht der Hersteller, der in die Entwicklung investiert, sondern die Gesamtheit der Hersteller. Stattdessen wäre eine differenzierte Kostenanlastung, die den tatsächlichen Entsorgungsaufwand berücksichtigt, notwendig.

Prinzipiell stehen für verschiedene Anwendungsbereiche bereits optimierte Alternativen zur Verfügung: Umweltfreundliche Leiterplatten ohne gesundheits- und umweltschädliche Flammschutzmittel, die recyclingfähig und nur unwesentlich teurer sind als Standardbasismaterial (Öko-Institut 2007), so genannte „green computers“, die zu über 90 % verwertbar sind oder LCD-TV-Geräte, die über einen geringen Energieverbrauch, gute Reparatur- und Recyclingfähigkeiten verfügen.

939. Als problematisch erweist sich in der Praxis die Aufteilung der Verantwortung für die Sammlung und die Entsorgung. Die gestückelte Verantwortung für die Sammlung, die Voll-Meldung, die Information eines Herstellers, der einen Transporteur mit der Abholung beauftragt (jedoch nicht unbedingt mit der Neugestellung eines Leercontainers) und die Lieferung an den Erstbehandler führt zu einer Beeinträchtigung der Qualitäten des Sammelmaterials. Sowohl die Beraubung der Altprodukte um wertvolle

Komponenten (wie z. B. Kabel) als auch die Zerstörung durch unsachgemäße Behandlung (z. B. Verpressung von Bildschirmgeräten) wird erst beim Erstbehandler registriert. Eine Rückverfolgung zum Verursacher ist aufgrund der kleinteiligen Zuständigkeiten kaum möglich. Die Qualität der gesammelten Produkte ist für die ersten Glieder der Kette – Sammelstelle und Transporteur – von untergeordneter Bedeutung, Platzmangel, Zeit- und Kostendruck stehen im Vordergrund. In der Jahresumfrage des Bundesverbandes Sekundärrohstoffe und Entsorgung e. V. (bvse 2007) gaben mehr als 88 % der Demontagebetriebe an, dass nach dem Inkrafttreten des Elektro- und Elektronikgerätegesetzes (ElektroG) ein erheblich höherer Zerstörungsgrad der Geräte festzustellen sei als zuvor. Hier sind die Hersteller in der Pflicht, die geeignete Behälter stellen müssen, die eine separate und bruch sichere Sammlung der Bildschirmgeräte innerhalb der Sammelgruppe 3 gewährleisten müssen (ElektroG, § 9, Abs. 5). Die bisherigen Behälterlösungen, die vom Zentralverband für Elektrotechnik- und Elektronikindustrie e. V. (ZVEI), Bundesverband Informationswirtschaft Telekommunikation und neue Medien e.V. (Bitkom) und den Kommunen empfohlen werden, sollten auf ihre Eignung für die Erfüllung dieser Anforderung überprüft und gegebenenfalls ergänzt werden (o. V. 2005).

Weiterhin haben öffentlich-rechtliche Entsorgungsträger, Vertreiber und Hersteller die Sammlung und Rücknahme von Altgeräten so durchzuführen, dass eine spätere Wiederverwendung, Demontage und Verwertung, insbesondere stoffliche Verwertung, nicht behindert werden. Hier sind Maßnahmen zu ergreifen, um die Zerstörung und/oder Entnahme von Wertstoffen aus den Geräten zu verhindern. Laut bvse stellen mehr als 70 % der befragten Mitglieder laufend eine Beraubung der angelieferten Geräte fest (bvse 2007). Die Entnahme der werthaltigen Bestandteile verhindert nicht nur eine Wiederverwendung, sondern beeinträchtigt den wirtschaftlichen Erfolg der Entsorgerbetriebe, die auf die Vermarktung dieser Anteile angewiesen sind.

Die Erfassung von mülltonnengängigen Elektro- und Elektronikaltgeräten, die einen nicht unerheblichen Anteil der Schwermetallbelastung von Hausmüll verursachen, wird nach ersten Erkenntnissen durch das ElektroG nicht verbessert. Sortiersuche in Dresden (2006) zeigen einen ähnlichen Gewichtsanteil von circa 1 % wie Versuche aus den Vorjahren in Berlin, Brandenburg und Sachsen (JANZ und BILITEWSKI 2007). Vielversprechend sind die ersten Ergebnisse der gemeinsamen Erfassung von Elektrokleingeräten mit Verpackungsmaterialien und stoffgleichen Wertstoffen – in Hamburg wurde 1 kg pro Einwohner auf diesem Wege erfasst (Behörde für Stadtentwicklung und Umwelt Hamburg 2007). Eine Zusammenstellung der Daten, wieviel zusätzlich über die kommunale Sammlung erfasst wurde und ob eine insgesamt größere Menge erfasst werden konnte, steht noch aus. Hier besteht Untersuchungsbedarf, ob auf diesem Wege höhere Erfassungsquoten an Elektrokleingeräten und damit eine Schadstoffentfrachtung des Restmülls erreicht werden können.

940. Die Wiederverwendung von Elektro- und Elektronikgeräten hat Priorität vor deren Verwertung und Beseitigung. Dieser – mit Fokus auf Ressourcenschonung und Abfallvermeidung richtige Ansatz – geht in Deutschland mit einem erheblichen Exportvolumen von Elektro- und Elektronikaltgeräten einher, die mit dem Ziel einer Wiederverwendung oder -verwertung insbesondere nach Asien und Afrika verschifft werden (BUCHERT et al. 2007). Die mit diesem Export verbundenen Risiken einer illegalen Abfallbeseitigung in Entwicklungsländern sollen mit der novellierten EG-Abfallverbringungsverordnung (EG-AbfVerbrV) eingedämmt werden. Zur Umsetzung der Verordnung haben sich die Mitgliedsstaaten bereits im Dezember 2006 Leitlinien für die Verbringung von Elektro- und Elektronikaltgeräten gegeben. Geregelt werden in diesen Leitlinien, wie Geräte von Altgeräten zu unterscheiden sind, und welche Abfälle als gefährlich oder nicht gefährlich einzustufen sind. Die Kontrolle der Einhaltung dieser Leitlinien obliegt den Vollzugsbehörden (Zoll, Wasserschutzpolizei etc.), insbesondere in den Häfen, von denen aus die Exporte nach Afrika und Asien (insbesondere China und Nigeria) starten. Allerdings sind die Leitlinien derzeit unverbindlich, sodass die Einhaltung der Kriterien durch die Vollzugsbehörden kaum gerichtsfest angeordnet werden kann. Die Aufforderung der Bundesregierung an die Europäische Kommission, eine Verrechtlichung der Leitlinien zu prüfen, wird daher ausdrücklich begrüßt.

Untersuchungen des UBA (BUCHERT et al. 2007) sowie der Deutschen Umwelthilfe (ZIEHM 2007) geben Anlass zur Sorge, dass die Vollzugsbehörden nicht in der Lage sind, eine Kontrolle und Einhaltung dieser Leitlinien zu gewährleisten. Insbesondere die Deklaration als Handelsware erfordert eine sorgfältige Überprüfung der daran geknüpften Kriterien (BMU 2007a). Die Relevanz dieser Aufgabe erfordert die Einrichtung zusätzlicher personeller Kapazitäten, da die Kontrolle eines relevanten Anteils der exportierten Mengen kaum mit dem vorhandenen Personalbestand zu leisten ist (allein über Hamburg werden monatlich circa 500 Container mit gebrauchten Elektrogeräten in afrikanische Länder, in denen keine geregelten Entsorgungsstrukturen existieren, verschifft) (BUCHERT et al. 2007). Innerhalb der Empfängerländer ist zumeist nur eine rudimentäre, nicht auf Nachhaltigkeit und Sicherung der Umweltbelange angelegte Recyclingwirtschaft vorhanden. Es ist davon auszugehen, dass der Export von gebrauchten technischen Produkten wie Gebrauchtwagen und Elektro-/Elektronikgeräten nicht zu einer anspruchsvollen Verwertung führt. Die Verantwortung für ein Produkt endet faktisch mit der Übergabe an Länder außerhalb der EU unabhängig von den Auswirkungen nach Ende der Nutzungsphase.

Der Anteil der tatsächlich wieder verwendbaren bzw. reparaturfähigen Geräte schwankt nach Schätzungen zwischen 25 und 75 % – der nicht mehr nutzbare Anteil wird in den Importländern beseitigt. Die Bedingungen dieser Beseitigung entsprechen keinesfalls europäischen Standards (PUCKETT 2005).

941. Belastbare Daten über aus Deutschland in das außereuropäische Ausland exportierte Mengen an gebrauchten Elektro- und Elektronikgeräten lassen sich bisher nicht gewinnen, da in der Außenhandelsstatistik nicht zwischen Neuware und Gebrauchsgütern unterschieden wird. Diese Unterscheidung besteht für den Bereich Fahrzeuge bereits EU-weit.

Zurzeit ist ein Vergleich zwischen den innereuropäisch importierten und produzierten Mengen an Elektro- und Elektronikgeräten mit den gemäß ElektroG bzw. EG-Richtlinie über Elektro- und Elektronikaltgeräte entsorgten Mengen noch nicht möglich, da noch keine Daten vorliegen. Mitte 2008 werden die ersten gesamteuropäischen Angaben über in Verkehr gebrachte und entsorgte Mengen erwartet. Für eine Beurteilung, ob eine Verfolgung der Ziele der Produktverantwortung (s. Abschn. 10.5.1) für die Hersteller überhaupt erstrebenswert ist, sollte der Anteil der innereuropäisch entsorgten Mengen am Gesamtaufkommen bestimmt werden.

Mit dem Export von Altgeräten zur Wiederverwendung in nichteuropäische Staaten werden die Produkte faktisch aus der Verantwortung des Herstellers entlassen. Eine Kontrolle über die tatsächliche Aufarbeitung, den erneuten Einsatz sowie die endgültige Entsorgung ist nicht möglich. Initiativen einzelner Hersteller zur Entwicklung eines Konzepts für fachgerechtes Recycling und Entsorgung von Elektro- und Elektronikgeräten (EMPA 2007) sowie international agierende Organisationen wie StEP (Solving the E-waste Problem) werden daher ausdrücklich begrüßt. Gleichzeitig ist der Aufbau von lokalen Entsorgungsstrukturen in Zusammenarbeit mit den Betroffenen von großer Bedeutung.

10.5.2.2 Altfahrzeuge

942. In Deutschland wurden in den Jahren 2004 bis 2006 jährlich mehr als drei Millionen PKW endgültig stillgelegt. Das Durchschnittsalter der Fahrzeuge bei der Stilllegung lag 2006 bei zwölf Jahren, mehr als 2 Millionen waren bei Stilllegung mindestens zehn Jahre alt (KBA 2007). Gründe für die endgültige Stilllegung von Kraftfahrzeugen sind vor allem die Verschrottung und die Ausfuhr ins Ausland. Abgemeldete Fahrzeuge werden zu Altfahrzeugen, wenn sich der Besitzer ihrer entledigt, entledigen will oder entledigen muss. In diesem Falle besteht eine Überlassungspflicht an eine anerkannte Annahme-, Rücknahmestelle oder einen anerkannten Demontagebetrieb, die über erfasste und behandelte Fahrzeuge Rechenschaft ablegen müssen. 2006 wurden durch diese Betriebe etwa 504 330 Fahrzeuge entsorgt (schriftliche Mitteilung des Statistischen Bundesamtes, 5. Mai 2008).

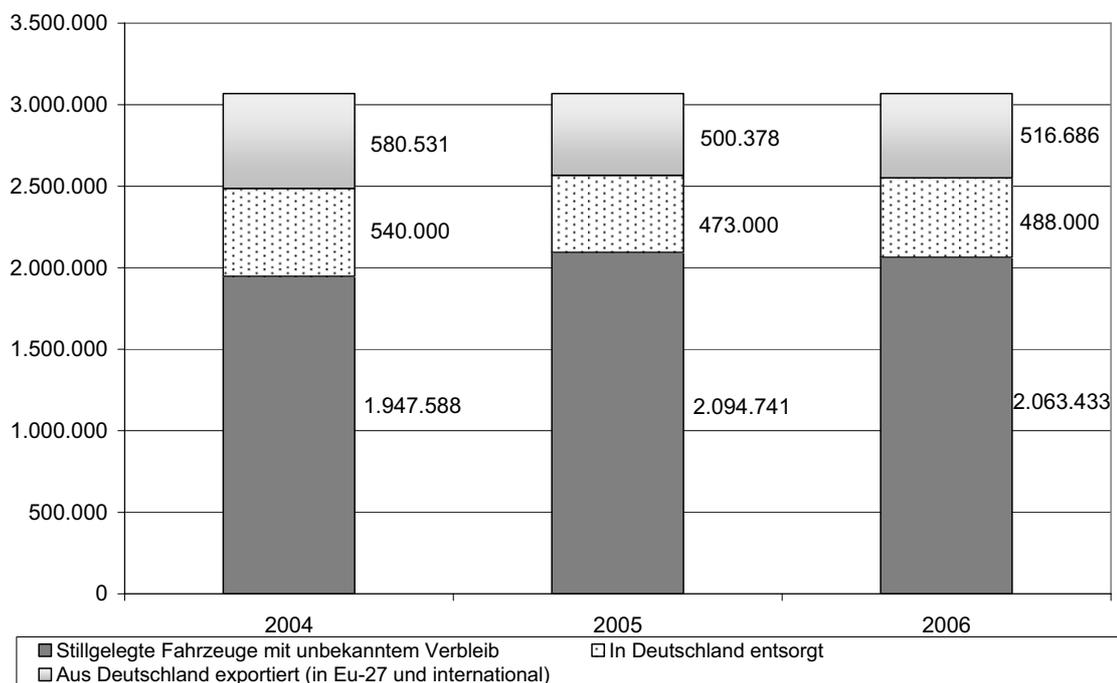
943. Die bis 2007 mögliche „vorübergehenden Stilllegung“ von Fahrzeugen ermöglichte in der Praxis keine Kontrolle des Verbleibs von stillgelegten Fahrzeugen, da weder ein Verwertungsnachweis noch eine formlose Verbleibserklärung vorgelegt werden

musste. Die Anwendung der Berichtspflichten nach EU-Richtlinie 1999/37/EG des Rates vom 29. April 1999 über Zulassungsdokumente für Fahrzeuge verbessert langsam die Informationen über den Verbleib der in Deutschland abgemeldeten Kraftfahrzeuge: 2007 wurden dem Kraftfahrtbundesamt fast 1,7 Millionen Meldungen über die Neuanschaffung ehemals in Deutschland zugelassener Fahrzeuge übergeben, Hauptabnehmer waren danach Polen, Rumänien und Tschechien (KBA 2008a), ein Abgleich mit der Exportstatistik wurde bisher nicht vorgenommen.

Abbildung 10-11 zeigt eine Differenz von etwa 2 Millionen Fahrzeugen, die weder nachweislich aus Deutschland exportiert noch in Deutschland verwertet wurden. Diese Lücke beruht auf verschiedenen Schwächen in der deutschen und europäischen statistischen Erfassung. Die Außenhandelsstatistik erfasst aufgrund der Meldeschwellen nicht alle Exporte (300 000 Euro pro Jahr Außenhandelsumsatz pro Exporteur in EU-Staaten; 1 000 Euro bzw. 1 000 kg pro Warensendung in Nicht-EU-Staaten). Die tatsächliche Zahl der exportierten Gebrauchtwagen, insbesondere in EU-Staaten, liegt erheblich höher.

Abbildung 10-11

Verbleib endgültig stillgelegter Fahrzeuge aus Deutschland



SRU/UG 2008/Abb. 10-11; Datenquelle: Statistisches Bundesamt 2007c;
schriftl. Mitteilung v. 5. Mai 2008; KBA 2006

Seit 1. März 2007 gelten nach Fahrzeug-Zulassungsverordnung (FZV) sämtliche Arten von Abmeldungen, auch die bisherigen „vorübergehenden Stilllegungen“ als „Außerbetriebsetzungen“. Dies führt zu einem statistischen Bruch, da über diese Kategorisier-

rung deutlich mehr Fahrzeuge erfasst werden. Gegenüber circa 3 Millionen endgültig stillgelegten Fahrzeugen in den Jahren 2004 bis 2006 werden für 2007 über 8 Millionen Außerbetriebsetzungen gemeldet (KBA 2008b). Eine tiefere statistische Untergliederung, die Aussagen über den Verbleib der außer Betrieb gesetzten Fahrzeuge ermöglicht, ist nicht mehr vorgesehen. Dies ist eine deutliche Verschlechterung der Datenlage gegenüber dem schon zuvor unbefriedigenden Zustand. Die ambitionierten Ziele der Altfahrzeugverordnung, durch die Herstellerverantwortung Optimierungen beim Produktdesign zu erreichen sowie eine umweltgerechte Verwertung nach der Nutzung sicherzustellen, werden durch die mangelnde Kontrolle der Fahrzeugströme unterlaufen.

Ausgehend von der Annahme, dass mittelfristig in den EU-Mitgliedstaaten anspruchsvolle Verwertungstechniken zur Anwendung kommen, muss insbesondere der außer-europäische Verbleib der Gebrauchtfahrzeuge überwacht werden. Von Bedeutung wäre ein Abgleich der innerhalb der EU-27 jährlich abgemeldeten Fahrzeuge mit den offiziellen Außenhandelsstatistiken, da ein Teil der Fahrzeuge über die Häfen bzw. Grenzen anderer Mitgliedstaaten exportiert wird. Nach einer Schätzung der European Automobile Manufacturers Association (ACEA) von 2004 wurden in den EU-15 und Norwegen im Jahr 2004 11,4 Millionen Fahrzeuge abgemeldet, innerhalb dieser Ländergruppe verwertet wurden lediglich 7,6 Mio. Fahrzeuge (REINHARDT 2005).

944. Die Regulierung der Altautoverwertung wurde bereits in den Gutachten 2000 (SRU 2000, Tz. 884) und 2002 (SRU 2002, Tz. 917) vorgestellt und diskutiert. Die Verwertung innerhalb Deutschlands ist seit 2002 in der Altfahrzeugverordnung (AltfahrzeugV) geregelt und wird durch die zertifizierten Demontagebetriebe weitgehend korrekt umgesetzt. 2004 wurde eine Gesamtverwertungsquote von 79,7 % erreicht (KOHLMAYER 2006). Gemäß AltfahrzeugV sind ab 2006 mindestens 85 % des durchschnittlichen Gewichts eines Altfahrzeugs zu verwerten, davon mindestens 80 % werk- oder rohstofflich. Ab 2015 sind die Verwertungsquoten auf 95 % (Verwertung) bzw. 85 % (stoffliche Verwertung) zu steigern. Von Bedeutung für die Erreichung dieser Quoten ist der Metallanteil, da dieser per se als „stofflich verwertet“ angenommen wird. Nach aktuellen Untersuchungen liegt der Anteil bei 76 % bezogen auf ein durchschnittliches Fahrzeuggewicht von 837 kg. Die Gesamtverwertungsquote betrug bei diesem Versuch 87 %, weitere Steigerungen lassen sich durch eine konsequente Aufbereitung und Nutzung der Schredderleichtfraktion (Kunststoff, Glas, Textilien) erreichen. Techniken für die Aufbereitung stehen zur Verfügung, es mangelt aber derzeit an Aufbereitungskapazitäten, da nach wie vor der kostengünstigere Weg der Deponierung für die Fraktion genutzt werden kann (s. Tz. 867).

945. Problematisch ist die Anzahl der Betriebe, die Demontagetätigkeiten ausführen (Werkstattbetriebe, Autohandelsbetriebe), ohne nach AltfahrzeugV genehmigt zu sein.

Diese Konkurrenz führt zu einer mangelnden Auslastung der bestehenden Betriebe, nicht nachvollziehbarem Verschwinden von Fahrzeugen und letztlich zu Wettbewerbsverzerrungen (LIPPL 2005). Gleichzeitig stagniert die Anzahl der in Deutschland entsorgten Fahrzeuge (KOHLMEYER 2006).

946. Der Export von erheblichen Mengen an Gebrauchtfahrzeugen führt in der Realität zu einer Umgehung der Produktverantwortung, da die Entsorgung der Altfahrzeuge außerhalb der Reichweite der Hersteller stattfindet. Prognosen über die Zahl der weltweit verschrotteten Fahrzeuge sagen eine Steigerung von 33 Millionen Fahrzeugen 2004 auf 77 Millionen im Jahr 2030 voraus. Der mit 55 % größte Anteil davon wird auf Entwicklungsländer entfallen (WINFIELD et al. 2007). Der Export hat sehr unterschiedliche Auswirkungen – positiv zu verbuchen sind die Verlängerung der Nutzungsdauer und der Mobilitätseffekt in den Importländern. Negativ ist dagegen zu verbuchen, dass mit den Fahrzeugen erhebliche Rohstoffmengen exportiert werden (s. ausführlich BUCHERT et al. 2007), die zum Teil durch diffusen Austrag (wie Platin aus defekten Katalysatoren) unwiederbringlich verloren gehen. Zusätzlich ist bei Fahrzeugen mit einem durchschnittlichen Alter von mindestens zehn Jahren von erheblichen Luftschadstoffemissionen auszugehen. Einzelne Importländer wie Senegal haben Einfuhrbeschränkungen für Gebrauchtwagen festgelegt, um die Verkehrssicherheit und die Umweltsituation zu verbessern. Diese Regelungen werden allerdings teilweise durch illegale Importe aus Nachbarländern umgangen (FUCHS 2005). Deutsche oder europäische Kriterien für die Mindestqualität von Exportfahrzeugen, die sich zum Beispiel an Fahrtüchtigkeit, Abgasverhalten oder Höchstalter orientieren, sind zurzeit in Bearbeitung. Auf EU-Ebene werden von IMPEL-TFS (Network for the Implementation and Enforcement of Environmental Law/Transfrontier Shipment of Waste), einem informellen Netzwerk der Umweltbehörden der Mitgliedstaaten sowie Repräsentanten der Europäischen Kommission, Leitlinien für die Unterscheidung von Gebrauchtwagen und Altautos erarbeitet (ISARIN 2007).

947. Um die negativen Auswirkungen des Gebrauchtfahrzeugexports außerhalb der EU-27 eindämmen zu können, ist neben der Schaffung einer zuverlässigen Datengrundlage eine enge Kooperation mit den Importländern anzustreben. Dazu zählt die Unterstützung des Aufbaus eines flächendeckenden Importreglements, zum Beispiel hinsichtlich Alter, Fahrtüchtigkeit, Kraftstoffverbrauch, und gleichzeitig eine Anwendung dieses Reglements vor Verlassen des Exportlandes. Zusätzlich ist der Aufbau von Verwertungsstrukturen, die zunächst die größten gesundheitlichen und Umweltrisiken einer unsachgemäßen Entsorgung (z. B. Freisetzung von Kühlmitteln aus Klimaanlage) eindämmen, in Zusammenarbeit mit den Autoherstellern zu forcieren.

10.5.3 Empfehlungen

948. Im Bereich der Altfahrzeugverwertung konnten die Ziele der Produktverantwortung in Teilen erreicht werden (SRU 2002, Tz. 918). Nach derzeitigem Kenntnisstand bewirken vor allem Stoffverbote zur Schadstoffentfrachtung der Abfälle (RoHS-Richtlinie, Schadstoffverbote in der Altfahrzeugrichtlinie) Änderungen des Produktdesigns. Diese Änderungen beeinflussen auch den globalen Markt für diese Produkte in Richtung einer Anhebung der ökologischen Standards. Inwieweit Rücknahme- und Verwertungspflichten darüber hinausgehend ebenfalls positive Auswirkungen auf das Produktdesign haben, ist derzeit nicht sicher feststellbar.

Die Umsetzungspraxis der Regelungen für Elektro- und Elektronikgeräte in Deutschland zeigt Mängel, die kurz- und mittelfristig zu beheben sind.

Hinsichtlich des Exports von gebrauchten Produkten zur Aufarbeitung und Wiederverwendung bestehen große Zielkonflikte: Für den Export sprechen Technologietransfer, Beschäftigungseffekte und die Verlängerung der Nutzungsdauer der Produkte (d. h. Abfallvermeidung). Gleichzeitig wird die Anreizfunktion der Produktverantwortung verringert, da die Hersteller die Verantwortung für die Entsorgung wegen des Exports nicht übernehmen können. Zusätzlich hat die Ausfuhr negative Auswirkungen in den Importländern durch eine unsachgemäße Entsorgung (Gesundheits- und Umweltgefährdung) und die Behinderung des Aufbaus lokaler Märkte für Neugeräte. Zusätzlich ist der Verlust an Rohstoffen für die Hersteller nicht unerheblich, teilweise kommt es durch diffuse Verteilung (z. B. Edelmetalle aus Katalysatoren) zu einem unwiederbringlichen Verlust.

Die regelmäßige Überprüfung der Umsetzung der bestehenden Export-Regelungen durch ein europäisches Netzwerk (IMPEL-TFS) ist von großer Bedeutung für die Bewertung der Wirksamkeit dieser Regelungen. Dies sollte durch die Europäische Kommission deutlich vertreten werden, da derzeit die Notwendigkeit des Netzwerkes grundsätzlich infrage gestellt wird (ENDS 2007).

Gegenwärtig enden Ziele und Pflichten der Produktverantwortung an den Grenzen der europäischen Mitgliedstaaten. An die Ausfuhr von gebrauchten Geräten und Gebrauchtfahrzeugen sind daher Anforderungen zu stellen, die sicherstellen, dass der Export nicht als eine kostengünstige Variante zur Umgehung der Produktverantwortung genutzt wird. Die Hersteller müssen ihre Verantwortung gegebenenfalls vor Ort wahrnehmen, zum Beispiel durch Unterstützung und Ausbau von Verwertungssystemen in den importierenden Ländern. Gleichzeitig ist eine weitere Nutzung von Gebrauchtsprodukten im Ausland im Sinne des freien Warenverkehrs grundsätzlich nicht zu beschränken.

949. Für die einzelnen Produktgruppen besteht Optimierungsbedarf der bestehenden Praxis in Deutschland:

Elektro- und Elektronikschrott:

- Integration der Kriterien Schadstoffgehalt und Verwertbarkeit in die anteiligen Entsorgungskosten der Hersteller,
- Überprüfung der Eignung der bisherigen Erfassung (Behälter) für die Ziele des ElektroG und gegebenenfalls Anpassung (separate Erfassung von Bildschirmgeräten),
- Untersuchung der nach einem Jahr erreichten Qualität der Verwertung, Überprüfung des Zielerreichungsgrads des ElektroG,
- Umsetzung und Kontrolle der Anlaufstellen-Leitlinien für den Export von Gebrauchtgernäten, Ausstattung der Vollzugsbehörden mit ausreichend und geschultem Personal.

Optimierung der Datenlage durch getrennte Erfassung von Neuware und Gebrauchtgernäten in der europäischen Außenhandelsstatistik:

Alt-/Gebrauchtfahrzeuge:

- Statistische Erfassung der aus den EU-27 exportierten Gebrauchtfahrzeuge und Altfahrzeuge nach Anzahl, Wert und Gewicht,
- Aufbau einer deutschen Außenhandelsstatistik, die den Export durch Händler (nach EU-27 und international) nach Stückzahl erfasst, ergänzt um die privat ausgeführten Fahrzeuge (z. B. anhand der Anzahl der Ausfuhrkennzeichen),
- Ausbau des EU-weiten und internationalen Datenaustauschs über die Wiederzulassung vormals in Deutschland zugelassener Fahrzeuge,
- Ableitung von Mindestqualitätskriterien für Exportfahrzeuge (z. B. Fahrtüchtigkeit, Alter, CO₂-Ausstoß) in Anlehnung an die Anlaufstellenleitlinien für den Export von gebrauchten Elektrogeräten,
- Unterstützung des Aufbaus eines flächendeckenden Importreglements in den Empfängerstaaten und gleichzeitig eine Anwendung dieses Reglements vor Verlassen des Exportlandes.

10.6 Novellierung der Abfallrahmenrichtlinie

950. In seinem Gemeinsamen Standpunkt vom 26. Juni 2007 hat der EU-Umweltministerrat zentrale Richtungsentscheidungen für die Novellierung der 1975 erlassenen AbfRRL getroffen (Rat der Europäischen Union 2007; zu den Regelungsvorschlägen von Kommission und Parlament vgl. einerseits PETERSEN 2006; andererseits EUWID

2007b). Der Novellierungsentwurf zeichnet sich insgesamt durch das Ziel einer inkrementellen Weiterentwicklung des existierenden Regelwerkes aus. Zum einen soll die Rechtssicherheit und Vollzugsfähigkeit des Abfallrechts durch Präzisierungen des Abfall-Begriffs und eine trennschärfere Abgrenzung von Abfallverwertung und -beseitigung verbessert werden. Dies gelingt mit dem Entwurf indes nur bedingt (Tz. 951 ff.). Zum anderen verfestigt der Entwurf die Entwicklung des Abfallrechts in Richtung auf ein umfassendes Stoffstrom- und Ressourcenschonungsrecht (vgl. die Zielbestimmungen in Art. 1 des Novellierungsentwurfs). Dieser Ansatz begründet die Gefahr einer Überfrachtung des abfallrechtlichen Regelungsregimes; denn der Einsatz von Ressourcen lässt sich nur sehr begrenzt durch abfallrechtliche Vorgaben steuern. Als erforderlich erweist sich vielmehr die Weiterentwicklung der (auch) abfallwirtschaftlich relevanten Rahmenvorgaben des Anlagen-, Stoff- und Produktrechts. Der Weg einer detaillierten, mit erheblichen Umsetzungsschwierigkeiten verbundenen (Verwertungs-)Steuerung von Abfallströmen durch das Abfallrecht sollte demgegenüber nicht weiter verfolgt werden (SRU 2004, Tz. 681 ff.; vgl. dazu auch: KOCH und REESE 2006). Die Bestrebungen zur Verbesserung insbesondere des Stoff- oder Produktrechts schreiten auf europäischer Ebene aber nur langsam voran (Tz. 937 ff.). Dementsprechend kann der Novellierungsvorschlag zur AbfRRL die Frage, wie die Schnittstellen zwischen dem Abfallrecht und anderen abfallwirtschaftlich relevanten Rechtsmaterien auszugestalten sind, nicht sachgerecht beantworten (Tz. 865). Angesichts der nunmehr vorgesehenen zusätzlichen Ausdifferenzierung der Abfallhierarchie auf der Ebene der Verwertung (Tz. 957 ff.) sowie der expliziten Anerkennung einer erweiterten Herstellerverantwortung (Tz. 960) ist in Zukunft eine Zunahme verwertungspfadbezogener Vorgaben nicht auszuschließen.

Der Ansatz der Novelle, die technischen Standards für Abfallentsorgungstätigkeiten durch die Festlegung spezifischer gemeinschaftlicher Mindestanforderungen stärker zu harmonisieren, ist zu begrüßen (Tz. 961 f.). Die Erarbeitung von Standards zur Begrenzung der Schadstofffrachten in den Abfällen selbst sieht der Entwurf demgegenüber bedauerlicherweise nur punktuell vor (Tz. 962).

Präzisierungen des Abfallbegriffs

951. Der für den Anwendungsbereich des abfallrechtlichen Regelungsregimes zentrale Abfallbegriff wird in dem Novellierungsvorschlag in Anlehnung an die bisherige Rechtsprechung des Europäischen Gerichtshofs präzisiert, teilweise aber auch weiterentwickelt. Zur Abgrenzung zwischen Abfall und Nebenprodukt normiert der Regelungsvorschlag in Art. 3a vier konstitutive Voraussetzungen für das Vorliegen eines Nebenproduktes: (a) die Gewähr der Weiterverwendung des Stoffes/Gegenstandes ist gegeben, (b) ohne dass es einer über „normale“ industrielle Verfahren hinausgehende Weiterverarbeitung bedarf, (c) der Stoff/Gegenstand wird als Bestandteil eines Her-

stellungsprozesses erzeugt sowie (d) seine weitere Verwendung erweist sich insbesondere im Hinblick auf Umwelt- und Gesundheitsstandards als rechtmäßig und führt insgesamt nicht zu schädlichen Umwelt- und Gesundheitsfolgen. Mit der expliziten Zulassung von Weiterverarbeitungsschritten und das Erfordernis der Rechtmäßigkeit der Verwendung geht diese Definition über die bisherigen Entscheidungen des Gerichtshofes hinaus (dazu: Europäische Kommission 2007; WEIDEMANN und NEUN 2006; SOBOTTA 2007). Die Bestrebungen, den Anwendungsbereich des Abfallrechts im Interesse der Rechtssicherheit zu konkretisieren, sind im Grundsatz zu begrüßen. Streitigkeiten über die Abfalleigenschaft werden sich aber auch auf Grundlage des jetzigen Definitionsansatzes nicht vermeiden lassen. Wann ein „normales“ industrielles Verfahren vorliegt, bleibt ebenso interpretationsbedürftig wie die ohnehin schon bestehende Frage nach dem integralen Bestandteil eines Produktionsprozesses. Mit der Anknüpfung an die Rechtmäßigkeit der Weiterverwendung werden die Ebenen der Begriffsbestimmung und der Zulässigkeit einer Handlung in fragwürdiger Weise miteinander vermischt, was in der Praxis zu erheblichen Umsetzungsproblemen führen dürfte. Im Kern liegt dieser Verknüpfung das Bestreben zugrunde, den Anwendungsbereich des Abfallrechts möglichst weit zu stecken. Auf diese Weise sollen letztlich die Defizite eines nur unzureichend ausgeprägten europäischen bzw. internationalen Stoff- und Produktrechts kompensiert werden: Solange die produzierten Gegenstände den bestehenden Anforderungen an eine spezifische Verwendung nicht genügen, werden sie aus dem abfallrechtlichen Regelungsregime nicht entlassen. Dem Abfallrecht bzw. seinen Instrumenten wird also die Aufgabe zugewiesen, Probleme zu lösen, die aus einer unzureichenden Umsetzung stoff- und produktrechtlicher Vorgaben entstehen. Rechtssystematisch ist ein solcher Ansatz zu kritisieren, da er zu einer Überfrachtung des Abfallrechts führt.

952. Ähnliche Probleme sind mit der vorgeschlagenen Regelung des Art. 3c verbunden, der das Ende der Abfalleigenschaft bestimmt. Danach ist ein Gegenstand aus dem abfallrechtlichen Regime entlassen, wenn (a) er ein Verwertungsverfahren durchlaufen hat, (b) gemeinhin für spezifische Zwecke genutzt wird, (c) ein Markt oder eine Nachfrage für diesen existieren, (d) die technischen Anforderungen für die spezifische Verwendung sowie sonstige Normen für die Erzeugnisse erfüllt sind sowie (e) seine Verwendung insgesamt nicht zu negativen Auswirkungen auf die Umwelt oder menschliche Gesundheit führt. Auch hier ist die Begriffsbestimmung von unbestimmten Rechtsbegriffen geprägt („spezifischer Zweck“, „insgesamt negative Auswirkungen“) und beruht auf dem Konzept eines möglichst weitreichenden Anwendungsbereichs des Abfallrechts. Die zu erwartenden Rechtsunsicherheiten werden sich durch die vorgesehene Erarbeitung näherer Kriterien zur Ausfüllung der unbestimmten Rechtsbegriffe nicht vermeiden, aber gleichwohl begrenzen lassen (Art. 3a Abs. 2, Art. 3c Abs. 1 UAbs. 3). Dies wird indes nur gelingen, wenn sich diese Kriterien an den spezifischen

Abfallströmen orientieren. Zumindest bis zum Vorliegen dieser Kriterien sind im Hinblick auf den Abfallbegriff Umsetzungsunterschiede zwischen den Mitgliedstaaten zu erwarten, die auch das Verbringungsrecht erfassen können. Solange es an den Kriterien fehlt, soll nämlich jeder Staat aufgrund der Umstände des Einzelfalls über die Abgrenzung zwischen Abfall und Produkt entscheiden (Art. 3c Abs. 2).

Abgrenzung von Beseitigung und Verwertung sowie ihre Folgen für Müllverbrennungsanlagen

953. Der Novellierungsentwurf bemüht sich um eine Präzisierung der umstrittenen und für die Frage der weiteren Entsorgungspfadsteuerung zentralen Abgrenzung zwischen Abfallverwertung und -beseitigung (Tz. 950). Nach Art. 3j soll es für die Einordnung eines Verfahrens als Verwertungsverfahren insbesondere entscheidend sein, ob die Abfälle in der Hauptsache „andere Materialien ersetzen, die ansonsten in einer bestimmten Funktion eingesetzt worden wären, [...] dass sie diese Funktion innerhalb der Anlage oder in der Wirtschaft im weiteren Sinne erfüllen.“ Damit wird auf die „Substitutions-Rechtsprechung“ des Europäischen Gerichtshofes (EuGH) (Rs. C-6/00, C-228/00, C-458/00, (dazu: SRU 2004, Tz. 667)) aufgebaut, diese aber auch weiterentwickelt. So hat der EuGH jedenfalls nicht explizit entschieden, ob eine Verwertung definitorisch immer eine Ressourcensubstitution innerhalb der betreffenden Entsorgungsanlage voraussetzt oder ob diese auch außerhalb erfolgen kann. Der Novellierungsentwurf macht sich den zweiten, inhaltlich weiter gehenden Ansatz zu eigen. Substitutionseffekte, die etwa durch die Einspeisung von Energie in ein Fernwärme- oder Stromnetz entstehen, würden für einen Verwerterstatus von Anlagen demnach zukünftig ausreichen. Dies ist sachgerecht, da die Verengung der Substitutionsbetrachtung auf Prozesse innerhalb von Anlagen einer Rechtfertigung entbehrt. Der Ansatz des Entwurfs würde mit Blick auf Müllverbrennungsanlagen (MVA) dazu führen, dass diese entgegen der bisherigen Rechtsprechung des EuGH (C-228/00, Rn. 41 ff.) grundsätzlich als Verwertungsanlagen anzusehen wären. Aufgrund des Vorrangs der Verwertung vor der Beseitigung (Tz. 957) würden Abfallströme, sofern sie nicht stofflich verwertbar sind, in Richtung MVA gelenkt. Dies erweist sich angesichts der strengen ökologischen Anforderungen der EG-Verbrennungsrichtlinie Nr. 2000/76/EG an die Verbrennung von Abfällen prinzipiell als unbedenklich.

954. Grenzüberschreitende Abfallströme in MVA genießen bei einem Verwertungsstatus dieser Anlagen einen stärkeren Schutz nach der EG-rechtlichen Warenverkehrsfreiheit und sind damit im Ausgangspunkt auch geringeren verbringungsrechtlichen Restriktionen unterworfen. Um die ausschließliche Zuständigkeit ortsnaher öffentlich-rechtlicher Entsorgungsträger für die Entsorgung von Hausmüll gegenüber der veränderten Rechtslage abzusichern, soll der Grundsatz der Entsorgungsausartikie sowie -nähe über den bestehenden Anwendungsbereich für Beseiti-

gungsanlagen hinaus auf Anlagen zur Verwertung von gemischten Siedlungsabfällen ausgedehnt werden (Art. 10 Abs. 1 des Entwurfs). Diese Regelung würde nationale Überlassungspflichten für Hausmüll als Einschränkung der Warenverkehrsfreiheit auf eine explizite, sachlich gerechtfertigte und im Übrigen auch zulässige gemeinschaftsrechtliche Grundlage stellen. Eine liberalisierte Entsorgung von Hausmüll wäre demgegenüber mit einem erheblichen, aus Umweltsicht kritisch zu bewertenden Kontrollverlust über die Abfallströme verbunden. Dieser wäre nicht durch wesentliche Effizienzvorteile gerechtfertigt (SRU 2004, Tz. 670 f.). Die jetzt vorgeschlagene Regelung stellt eine Kohärenz zu den Vorgaben des neuen Abfallverbringungsrechts her. Dieses sieht vor, dass für die Verbringung von Hausmüll die weitreichenden Einwandsmöglichkeiten zur Anwendung kommen, die für Exporte zum Zwecke der Abfallbeseitigung gelten (Art. 3 Abs. 5, Art. 11 Abs. 1 Buchst. i AbfVerbrV). Dies gilt unabhängig von der beabsichtigten Entsorgungsform.

Über Hausmüll hinaus soll die Entsorgungsautarkie entsprechend der AbfVerbrV auch auf Abfälle anderer Erzeuger erstreckt werden, die mit den gemischten Siedlungsabfällen eingesammelt werden. Welche Abfälle unter welchen Voraussetzungen den öffentlich-rechtlichen Entsorgungsträgern damit zugewiesen werden können, bestimmt der Entwurf jedoch nicht näher. Rechtliche Unsicherheiten hinsichtlich der europarechtlichen Zulässigkeit öffentlich-rechtlicher Überlassungspflichten für hausmüllähnliche Gewerbeabfälle würden damit auch weiterhin ungeklärt bleiben (dazu: SRU 2002, Tz. 806 ff.).

955. Auf Seiten des Importstaates knüpft der Novellierungsentwurf an die Einordnung eines Abfalls als Verwertungsabfall im Falle einer Abfallverbringung einen Einwandsgrund, der über die AbfVerbrV hinausgeht. Danach soll dem Import von Verwertungsabfall das Argument entgegengehalten werden können, dass dieser inländische Abfälle in die Abfallbeseitigung abdrängt oder zu einer Entsorgung inländischer Abfälle führt, die im Widerspruch zu dem nationalen Abfallbewirtschaftungsplan steht (Art. 10 Abs. 2 S. 1). Diese, die Abfallhierarchie (Tz. 957 ff.) flankierende Regelung, ist auf Befürchtungen der neuen EU-Mitgliedstaaten zurückzuführen, dort eventuell existierende günstigere Entsorgungspreise könnten einen Importsog an Abfällen auslösen (WENDENBURG 2007, S. 153). Ob diese Regelung überhaupt praktische Relevanz entfalten wird, erscheint schon deswegen zweifelhaft, weil sich Verdrängungseffekte im Hinblick auf Abfallströme nur sehr begrenzt nachweisen lassen.

956. Die prinzipielle Anerkennung des Verwerterstatus von MVA wird dadurch relativiert, dass der Entwurf den Status von MVA vom Einhalten bestimmter Energieeffizienzwerte abhängig machen will: Gemäß Buchst. R1 des Anhangs 2 sind Anlagen zur Verbrennung von Siedlungsabfall nur dann als Abfallverwerter einzustufen, wenn sie über eine Energieeffizienz von 0,65 (bei Neuanlagen, die nach dem 1. Januar 2009

genehmigt werden) bzw. 0,6 (bei anderen Anlagen) verfügen. Mit diesen Werten sollen aus Gründen des Klima- und Ressourcenschutzes Anreize für Investitionen in effizientere MVA gesetzt werden (PETERSEN 2007, S. 456). Europaweite Anstrengungen zur Verbesserung der Energieeffizienz von MVA sind zu befürworten. Zu bezweifeln ist indessen, dass die definitorische Abgrenzung von Abfallverwertung und Abfallbeseitigung dazu der richtige Ort ist. Darüber hinaus entbehren die Energieeffizienzkriterien hinsichtlich ihrer Höhe und der zu berücksichtigenden Berechnungsparameter einer wissenschaftlichen Ableitung (BECKMANN et al. 2007; BAARS und NOTTRODT 2007; SCHINK 2007, S. 53). Für die Bundesrepublik dürften die Innovationsimpulse dieser Standards nach existierenden Abschätzungen schließlich begrenzt sein. Bereits heute werden schätzungsweise 70 % der bestehenden MVA oberhalb des Schwellenwertes betrieben (PETERSEN 2007). Richtwerte machen in Anbetracht der großen Differenzen hinsichtlich der Randbedingungen überdies nur Sinn, wenn sie einer periodischen Überprüfung und Weiterentwicklung unterliegen. Ein solcher Überprüfungsprozess sollte in der Richtlinie explizit verankert werden.

Ausdifferenzierung der Abfallhierarchie unter instrumenteller Stärkung der Abfallvermeidung

957. Nach der Europäischen Kommission und dem Parlament (Europäische Kommission 2005b; Europäisches Parlament 2006) hat sich nunmehr auch der Rat in seiner Gemeinsamen Stellungnahme für eine weitere Ausdifferenzierung der Abfallhierarchie ausgesprochen. An die Stelle der bisherigen dreistufigen Hierarchie soll zum Zwecke des Umwelt- und Ressourcenschutzes eine fünfstufige Prioritätenreihenfolge mit näherer Abschichtung der Verwertungsstufe treten (Vermeidung, Aufbereitung für die Wiederverwendung, Recycling, andere Formen der Verwertung, Beseitigung). Dieser generellen Festlegung einer Stufenfolge kommt praktische Relevanz zu, da sie für die spätere Fixierung von Entsorgungspfaden vorentscheidend ist. Allerdings lässt sich die Frage nach der umweltverträglichsten Form der Entsorgung nicht pauschal, sondern allenfalls fallgruppenweise beantworten (SRU 2002, Tz. 774; 2004, Tz. 678 ff.; vgl. dazu ebenfalls die unter Tz. 895 ff. dargestellten Probleme bei der Entsorgung von Klärschlämmen und Bioabfällen). Die Abfallhierarchie mit ihrem generellen Vorrang der Verwertung vor der Beseitigung oder der nunmehr vorgesehenen „Verwertungskaskade“ kann demzufolge lediglich einen allgemeinen Orientierungsrahmen für staatliche Maßnahmen bilden. Bereits das Primat der Abfallvermeidung erweist sich ohne Berücksichtigung eventueller Substitutionswirkungen nicht als tragfähig. Dieser Tatsache wird der Richtlinienentwurf zwar gerecht, da er die Abfallhierarchie nicht als streng einzuhaltende Regel, sondern lediglich als „guiding principle“ definiert. Unter welchen Voraussetzungen von diesem Prinzip abgewichen werden kann, definiert die Richtlinie hingegen nicht eindeutig, wodurch das Prinzip an Steuerungswirkung verliert. Während

Art. 7a Abs. 2 UAbs. 1 im Hinblick auf die Abweichung von der Abfallhierarchie noch den deutlichen und relativ begrenzten Vorbehalt eines bestmöglichen Umweltschutzes konstituiert, wird die Hierarchie im Folgenden zusätzlich durch eine Auflistung weiterer, teils überlappender und nicht umweltspezifischer Entscheidungskriterien relativiert. Genannt werden die Aspekte der Vorsorge und Nachhaltigkeit, technischen Machbarkeit, wirtschaftlichen Durchführbarkeit, Ressourcenschutz, Gesamtauswirkungen auf Umwelt, Gesundheit, wirtschaftliche und soziale Folgen.

958. Auf instrumenteller Ebene ist eine Stärkung der Abfallvermeidungsmaßnahmen vorgesehen. Die Mitgliedstaaten werden angehalten, Abfallvermeidungsprogramme aufzustellen (Art. 26a des Entwurfs). Angesichts des zu erwartenden Anstiegs der Abfallmengen in Europa (Europäische Kommission 2003) erweisen sich stärkere Bestrebungen auf der ersten Stufe der Abfallhierarchie als notwendig, um Umweltprobleme, die typischerweise mit der Entsorgung von Abfällen einhergehen, an der Quelle zu verringern. Ob das jetzt vorgesehene Konzept von Vermeidungsprogrammen jedoch einen relevanten Betrag zur Abfallvermeidung leisten kann, ist zu bezweifeln. Zum einen definiert der jetzige Novellierungsvorschlag im Gegensatz zu den Vorstellungen des Europäischen Parlaments (Europäisches Parlament 2006) weder messbare Abfallvermeidungsziele selbst, noch verpflichtet er die Mitgliedstaaten explizit, solche festzulegen. Darüber hinaus werden an die Programmerstellung nur sehr weiche Vorgaben für konkrete Maßnahmen geknüpft. Der Richtlinienentwurf erwähnt in Anhang 4 lediglich Beispiele für Abfallvermeidungsmaßnahmen, die in den nationalen Programmen Aufnahme finden können. Trotz verschiedener erwägenswerter Ansätze (Förderung von Ökodesign, Schulung der Behörden hinsichtlich der Möglichkeiten zur Formulierung von Abfallvermeidungsaufgaben bei Genehmigungen, umweltfreundliche Beschaffung) bleiben diese insgesamt eher unspezifisch. Dies ist bedauerlich, da die bisherigen mitgliedstaatlichen und EU-weiten Vermeidungsziele auch an einer mangelnden Instrumentierung gescheitert sind (Europäische Kommission 2003, S. 19). Als essenziell für den Erfolg von Abfallvermeidungsmaßnahmen ist jedenfalls eine Anknüpfung an die Abfallverursacherpolitiken abzusehen. Gerade Fragen der Produktgestaltung setzen zu einem Zeitpunkt an einen Gegenstand/Stoff an, in dem dieser noch keine Abfalleigenschaft aufweist und somit nicht unter das Abfallregime fällt. Das Abfallrecht allein erweist sich insoweit kaum als geeignetes Steuerungsinstrument.

959. Die im Entwurf vorgesehene Verpflichtung, Abfallvermeidungsmaßnahmen zu beschreiben, zu überwachen und ihre Zweckmäßigkeit zu bewerten, könnte idealerweise allerdings einen Lernprozess im Hinblick auf wirksame Abfallvermeidung auslösen. Von diesem Prozess wären auch Impulse für andere Sektorpolitiken denkbar. Ein europaweiter Lernprozess setzt als notwendige Erfolgsbedingung eine Vergleichbarkeit der nationalen Abfallbewirtschaftungsprogramme – gegebenenfalls unter Differenzierung der Mitgliedstaaten nach bestimmten sozio-ökonomischen Rahmenbedin-

gungen – voraus. Die Leitlinien, die die Kommission für die Ausarbeitung der nationalen Programme vorlegen soll (Art. 26a Abs. 3b), sollten diese Vergleichbarkeit sicherstellen. Ein System zum Informationsaustausch über „Best Practice“-Beispiele im Bereich der Abfallvermeidung, wie es in den Regelungsvorschlägen des Parlamentes vorgesehen war (Europäisches Parlament 2006), würde den Lernprozess zusätzlich unterstützen.

Erweiterte Produktverantwortung

960. In inhaltlicher Hinsicht zu begrüßen ist die Anerkennung eines allgemeinen Grundsatzes der Produktverantwortung (Art. 4a). Er bringt in Konkretisierung des Verursacherprinzips den Gedanken der Verantwortung des Herstellers für den gesamten Lebenszyklus seines Produktes zum Ausdruck. Als problematisch erweist sich die Regelung allerdings im Hinblick auf ihren Adressaten und ihre rechtssystematische Verortung. Nach dem Wortlaut des Entwurfs soll sich der Grundsatz unmittelbar nur auf die Mitgliedstaaten beziehen. Aus Gründen des einheitlichen Binnenmarktes erweist es sich unterdessen als sachgerecht, europaweit harmonisierte Produktverantwortungsregelungen festzulegen. Insofern wäre eine Verankerung der Produktverantwortung als ein Prinzip des europäischen Abfallrechts wünschenswert, das auch an die Gemeinschaftsorgane adressiert ist. Davon unabhängig wirft die (alleinige) Verortung des Prinzips im Abfallrecht im Hinblick auf die abzudeckenden Sachbereiche Schwierigkeiten auf. Das Abfallrecht ist funktional nicht darauf ausgerichtet, den gesamten Lebenszyklus eines Produkts zu umfassen. Dementsprechend kann es insoweit kaum eine umfassende Steuerungswirkung entfalten (Tz. 950). Schließlich erweist sich das Prinzip der Produktverantwortung im Hinblick auf die Vielfalt möglicher Ausprägungen und Implementierungen als stark ausfüllungsbedürftig und stellt damit hohe Anforderungen an die Umweltpolitik (Tz. 936).

Weiterentwicklung von Umweltstandards

961. Zu begrüßen ist das Ziel des Novellierungsentwurfs, die unterschiedlichen Zulassungserfordernisse weitgehend anzugleichen, die nach der geltenden AbfallRRL für Anlagen und Unternehmungen zur Abfallbeseitigung und zur Abfallverwertung existieren. In Bezug auf die materiell-rechtlichen Zulassungsanforderungen räumt Art. 25a des Entwurfes der Kommission das Recht ein, technische Mindestanforderungen für Verwertungs- und Beseitigungstätigkeiten zu formulieren. Dies eröffnet die Möglichkeit einer weiter gehenden Harmonisierung von Umweltstandards, die einem innergemeinschaftlichen Niveaufälle entgegenwirkt. Besonders begrüßenswert ist dabei, dass die Mindestanforderungen den Stand der Technik im Sinne der Richtlinie über die Integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung (IVU) berücksichtigen müssen (zum ursprünglichen Ansatz der Kommission, den Anwendungs-

bereich der IVU-Richtlinie auszuweiten: Europäische Kommission 2003). Dies soll allerdings nicht für Verwertungstätigkeiten gelten, die von den Mitgliedstaaten von der Genehmigungspflicht ausgenommen werden. Auch im Falle der genehmigungsfreien Eigenbeseitigung von Abfällen wird der Bezug auf die besten verfügbaren Techniken inhaltlich abgeschwächt („sollte Rechnung getragen werden“). Gleichwohl wäre ebenfalls in diesen Fällen eine Anbindung der Anlagen/Unternehmungen an den BAT (best available techniques) jedoch gerechtfertigt.

962. Über den Bereich der gefährlichen Abfälle hinaus etabliert der Novellierungsvorschlag des Rates keine Pflicht, Standards zur Begrenzung von Schadstofffrachten zu formulieren, die bereits an dem Produkt oder dem Abfall selbst ansetzen. Auch soweit es um die Kriterien geht, anhand derer das Ende der Abfalleigenschaft bestimmt werden soll (Tz. 952), sollen nur „erforderlichenfalls“ Grenzwerte für Schadstoffe festgesetzt werden. Neben anlagen- und tätigkeitsbezogenen Regelungen zur Verwertung/Beseitigung sind nähere Standards zur Begrenzung der Schadstofffrachten indes unverzichtbar, um die dem Abfall immanenten stoffbezogenen Risiken sachgerecht abdecken zu können.

Fazit

963. Die vorliegenden Novellierungsvorschläge zur AbfRRL führen den bisherigen regulativen Ansatz des existierenden Abfallrechts in Richtung auf ein umfassendes Stoffstrom- und Ressourcennutzungsrecht sowie eine rechtliche Feinsteuerung der Abfallströme weiter. Damit wird die Gefahr einer Überfrachtung des abfallrechtlichen Regelungsregimes verstärkt. Zwar kann das Abfallrecht einen wichtigen Beitrag leisten, um das Ziel einer möglichst schonenden Ressourcennutzung zu erreichen. Der Ressourcenverbrauch und -einsatz lässt sich aber gleichwohl nicht primär über das Abfallrecht steuern. Vielmehr bedarf es einer konsequenten Weiterentwicklung des europäischen Stoff- und Produktrechts und einer sachgerechten Ausgestaltung der Schnittstellen zwischen den verschiedenen Rechtsmaterien. Im Rahmen derartig aufeinander abgestimmter Regelungsbereiche kommt dem Abfallrecht lediglich die Funktion eines transitorischen Rechts zu, das weiterverwertbare Ressourcen im Stoffkreislauf hält und nicht mehr nutzbare Stoffe dauerhaft schadlos aus dem Kreislauf ausscheidet.