

Texte

39
07

ISSN
1862-4804

Behandlungsalternativen für klimarelevante Stoffströme

Umwelt
Bundes
Amt 

Für Mensch und Umwelt

UMWELTFORSCHUNGSPLAN DES
BUNDESMINISTERIUMS FÜR UMWELT,
NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT

Forschungsbericht 205 41 300
UBA-FB 00955



Behandlungsalternativen für klimarelevante Stoffströme

von

Horst Fehrenbach
Jürgen Giegrich
Sandra Möhler

ifeu Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg

Im Auftrag des Umweltbundesamtes

Diese Publikation ist auch als Download unter
<http://www.umweltbundesamt.de>
verfügbar.

Die in der Studie geäußerten Ansichten
und Meinungen müssen nicht mit denen des
Herausgebers übereinstimmen.

Herausgeber: Umweltbundesamt
Postfach 1406
06844 Dessau-Roßlau
Tel.: +49-340-2103-0
Telefax: +49-340-2103 2285
Internet: <http://www.umweltbundesamt.de>

Redaktion: Fachgebiet III 3.3
Volker Weiss

Dessau-Roßlau, August 2007

Berichts-Kennblatt

1. Berichtsnummer UBA FB 000955	2.	3. Umweltplanung/Ökologie
4. Titel des Berichts Behandlungsalternativen klimarelevanter Stoffströme		
5. Autor(en), Name(n), Vorname(n) Fehrenbach, Horst Giegrich, Jürgen Sandra Möhler		8. Abschlussdatum September 2006
6. Durchführende Institution (Name, Anschrift) ifeu – Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg GmbH Wilckensstraße 3 D-69120 Heidelberg		9. Veröffentlichungsdatum
7. Fördernde Institution (Name, Anschrift) Umweltbundesamt Wörlitzer Platz 1 D-06844 Dessau		10. UFOPLAN-Nr. 205 41 300
15. Zusätzliche Angaben		11. Seitenzahl 77 (+ 30 Anhang, Verzeichnisse)
16. Kurzfassung Der Wegfall der Deponie als Entsorgungsoption erfordert für bedeutende Mengenströme den Weg in thermische Behandlungsalternativen. Diese Untersuchung bewertet verschiedene thermische Alternativen anhand ausgewählter Indikatoren wie CO ₂ , aber auch NO _x und einzelne Schwermetalle. Neben Hausmüll werden dabei hausmüllähnliche Gewerbeabfälle, Sperrmüll und Klärschlamm betrachtet. Im Ergebnis zeigt sich für CO ₂ die EBS-Herstellung und Mitverbrennung in Kraft- und Zementwerken als günstigste Alternative. Schadstoffemissionen sprechen dagegen stärker für die MVA-Option. Heizwertreich und schadstoffarm (z.B. Sperrmüll) spricht somit für die EBS-Option. Mit höheren Schadstoffgehalten überwiegen die Vorteile der MVA (z.T. gewerbliche Abfälle). Eine klare Priorisierung ist nur mit Blick auf die Einzelsituation (Anlage, Abfallqualität) möglich. Ansätze zur Optimierung bestehen bei allen Optionen. Besonderes Gewicht liegt auf der Energieeffizienz. Diese bestimmt nicht nur die Einsparung von CO ₂ -Emissionen, sondern auch anderer Schadstoffe durch Substitution fossiler Energieerzeugung.		12. Literaturangaben 36
18. Preis		13. Tabellen und Diagramme 24 (+ 2 im Anhang)
17. Schlagwörter thermische Behandlung, MVA, EBS, Stabilität, Kohlekraftwerke, Zementwerke, Energieeffizienz, Schadstoffrückhaltung		14. Abbildungen 37 (+12 im Anhang)
19.	20.	

Report Documentation Sheet

1. Report No. UBA-FB 000955	2.	3. Environmental Planning/Ecology
4. Report Title Treatment options for waste streams with climate relevance		
5. Author(s), Family Name(s), First Name(s) Fehrenbach, Horst Giegrich, Jürgen Sandra Möhler		8. Report Date September 2006
		9. Publication Date
6. Performing Organisation (Name, Address) ifeu – Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg GmbH Wilckensstraße 3 D-69120 Heidelberg		10. UFOPLAN - Ref.-No. 205 41 300
		11. No. of Pages 77 (+ 30 Annex, Index)
7. Sponsoring Agency (Name, Address) Umweltbundesamt Bismarckplatz 1 D-14193 Berlin		12. No. of References 36
		13. No. of Tables, Diagrams 24 (+2 annex)
		14. No. of Figures 37 (+12 annex)
15. Supplementary Notes		
16. Abstract <p>Since landfilling is restricted significant mass flows need thermal treatment. In this study alternative treatment options are assessed by using selected indicators like CO₂, NO_x and some heavy metals. Apart from household waste, commercial waste, bulky waste and sewage sludge are on focus of the assessment.</p> <p>Waste-to-energy options (processing of refused derived fuel and co-incineration in power plants and cement works) result to be most advantageous in terms of CO₂. But discharge of pollutants is favouring MSWI. High heat value and low pollutant content (e.g. bulky waste) is overall best for waste-to-energy options. Vice verse MSWI is to prefer. A non-ambiguous vote can only be given for defined cases (plant, quality of waste). All options have potentials in terms of optimization. Most significant is energy efficiency. It determines not only the grade of CO₂ saving but also toxic emissions from substituted fossil energy production.</p>		
17. Keywords thermal treatment, MSWI, waste-to-energy, coal power plants, cement works, energy efficiency, abatement of toxic release		
18. Price	19.	20.

Kurzfassung

Mit der Entwicklung der Abfallwirtschaft von der Beseitigung auf Deponien zur energetischen Verwertung von Stoffströmen ist eine erhebliche Minderung der Klimagasfreisetzung verbunden. Mit der Untersuchung zum Beitrag der Abfallwirtschaft zur nachhaltigen Entwicklung in Deutschland hat das Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU)¹ bereits deutlich gemacht, dass bereits der Weg von der Deponie hin zur modernen Müllverbrennungsanlage (MVA) in beträchtlichem Umfang einen positiven Beitrag geleistet hat.

Da mit der Umsetzung der Abfallablagerungsverordnung nun alle brennbaren Abfälle einer Verbrennung zugeführt werden müssen, stehen in verstärktem Maße die Behandlungsalternativen zu „konventionellen“ MVA in der Diskussion.

In der vorliegenden Untersuchung werden verschiedene Varianten der Erzeugung und des Einsatzes von Ersatzbrennstoffen (EBS) aus Restabfall (Hausmüll), hausmüllähnlichen Gewerbeabfällen (HMG) und Sperrmüll betrachtet. Darüber hinaus wird die Mitverbrennung von Klärschlamm einbezogen. Insgesamt wurden folgende sieben Ersatzbrennstoffvarianten der Mitverbrennung in Kraft- und Zementwerken untersucht und einer Monoverbrennung (MVA oder Klärschlammverbrennungsanlage) gegenüber gestellt:

Restabfall:	hausmüllähnliche Gewerbeabfälle:	Sperrmüll:	Organischer Abfall
1. EBS aus heizwertreicher MBA-Fraktion	4. PPK-reicher EBS aus heizwertreicher MBA-Fraktion	6. EBS aus Sperrmüll	7. Klärschlamm
2. Trockenstabilat (MBS)			
3. Trockenstabilat (MPS)	5. Kunststoffreicher EBS aus heizwertreicher MBA-Fraktion		

Die Untersuchung umfasst dabei jeweils Gesamtsysteme inklusive der Entsorgung der bei der EBS-Herstellung anfallenden Nebenstoffströme, sowie die Substitution von ersetzten Brennstoffen wie Kohle, oder Strom und Fernwärme. Als Indikatoren zur Bewertung werden die Emissionen fossilen Kohlendioxids (CO₂), Stickstoffoxide (als NO₂), sowie die Schwermetalle Cadmium, Quecksilber und Antimon herangezogen.

Im Ergebnis bestätigt die vorliegende Untersuchung, dass mit zunehmender Abfallmitverbrennung in Kraft- und Zementwerken der positive Beitrag zum Klimaschutz weiter zu erhöhen sei. Würde man die in MVA verbrannte Abfallmenge der Mitverbrennung zuführen, ließen sich CO₂-Emissionen in der Größenordnung der Emission von 1 Mio. Einwohnern der Bundesrepublik (= mehr als 1 %) einsparen. Diese Dimension könnte unter der – theoretischen – Annahme erreicht werden, sich vollständig von der MVA (mit der Energie-

¹ BMU – Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit: Beitrag der Abfallwirtschaft zur nachhaltigen Entwicklung in Deutschland – Teil Siedlungsabfälle; Umwelt Nr. 10/2004

nutzung, wie sie sich derzeit im Mittel darstellt) abzuweichen zugunsten so genannter Trockenstabilatverfahren.

Eine Maximierung an dieser Stelle hätte jedoch auf der anderen Seite eine massive Erhöhung der Gesamtbelastung mit Schwermetallemissionen zur Folge. Die Kraft- und Zementwerke erfüllen nicht die gleiche Schadstoffabscheideleistung wie MVA. Die vorliegenden Modellrechnungen zeigen dabei, dass die Stabilatmitverbrennung bei Cadmium eine Steigerung der bundesweiten Emissionsfracht von bis zur Last von durchschnittlich 19 Mio. Einwohnern (entspricht mehr als 20 %) mit sich führen kann. Ähnliches gilt auch für Quecksilber.

Nun stellen die Annahmen einer vollständigen Behandlung durch die eine oder die andere Alternative eine theoretische Vorstellung dar, die jedoch die Wirkungsbreite solcher Entscheidungen in der Abfallwirtschaft umreißen können. In der Realität existiert ein Entsorgungsmix, der sich durch aktuelle und künftige Entwicklungen lediglich graduell verändern wird.

Außerdem ist zu beachten, dass die Modellrechnungen bezogen auf die jeweiligen Techniken im Wesentlichen auf mittlere Annahmen abzielen. Damit wird man der Bandbreite der Anlagen nicht unbedingt gerecht. So existieren MVA, die eine überaus hohe Energieeffizienz aufweisen (z.B. bei vollständiger Dampfverwertung durch einen industriellen Abnehmer) und somit einem Mitverbrennungskonzept in Punkto CO₂-Minderung nicht nachstehen, ohne Abschlüsse auf der Seite der Schadstoffminderung.

Ebenso ist zu beachten, dass einzelne Abfall mitverbrennende Kraftwerke bereits heute spezielle Maßnahmen umgesetzt haben, um die Schadstoffemission (speziell Quecksilber) zu mindern. Hier sind in naher Zukunft weitere innovative Ansätze zu erwarten.

Eine Zwischenposition zwischen der MVA und dem auf Maximierung angelegten Ansatz des Trockenstabilats stellen die vielfältigen MBA-Konzepte dar. Hier werden aus dem Abfall die in besonderem Maße zur Mitverbrennung geeigneten heizwertreichen Fraktionen gewonnen und nur diese (nach entsprechender Aufbereitung) der Mitverbrennung zugeführt. Durch spezifische Sortierverfahren (z.B. Ballistik, Nah-Infrarot-Detektion) können gezielt schadstoffreiche Abfallbestandteile aus der Brennstofffraktion ausgeschlossen werden. Diese Ansätze stellen damit mehr als nur den „Mittelweg“ zwischen den beiden „Maximalvarianten“ MVA und Trockenstabilat dar.

Überschlägig wurde auch das Konzept der so genannten EBS-Kraftwerke bewertet. Unter der Voraussetzung einer effizienten Wärmenutzung und einer effizienten Abgasreinigung ist es als insgesamt sehr positiver Ansatz zu werten. Eine rein auf Stromerzeugung ausgelegte Variante dagegen würde gegenüber dem Mittel der existierenden MVA keinen Vorteil bieten.

Den Hauptmassenstrom an Abfällen stellt der *Restabfall* dar, der im Jahr 2003 noch zu über 7 Mio. t pro Jahr auf Deponien abgelagert worden ist.

Geringer – aber dennoch in mehrfacher Millionenhöhe – fallen die *hausmüllähnlichen Gewerbeabfälle* an. Die offiziellen Statistiken weisen hier 4,7 Mio. t/a auf, wovon knapp 2 Mio. deponiert wurden. Nicht in diesen Daten enthalten sind jedoch die Stoffströme, die mit dem Beenden der „Verwertungspraxis“ (unter Inanspruchnahme eines hohen Sortier-

restanteils zur Deponierung) wieder in die öffentlich-rechtliche Abfallentsorgung zurückdrängen. Diese Abfälle sind in der Regel heizwertreicher als die häuslichen Restabfälle. Sie weisen je nach Art des Gewerbes in jedem Fall sehr große Schwankungen in der Zusammensetzung auf. In dieser Untersuchung wurden zwei Varianten betrachtet: eine papierreiche und eine kunststoffreiche Abfallqualität. Aufgrund der tendenziell höheren Schadstoffgehalte schlägt hier die Waagschale etwas mehr in Richtung MVA – verglichen mit den Restabfällen. Zieht man jedoch eine eher geringe Belastung in Betracht, so überwiegen wiederum die Vorteile der Mitverbrennung aufgrund der CO₂-Minderung.

Sperrmüll, der im Bereich von 2,6 Mio. t im Jahr anfällt, weist im Trend deutlich weniger Schadstoffe, dafür aber höhere Heizwerte (v.a. wegen Holz und geringer Feuchte) auf. Aus diesem Grund bietet er sich gegenüber hausmüllartigen Abfällen als deutlich besser geeignete Grundlage für EBS an. Hier ist selbstverständlich zu beachten, dass für unbelastetes Holz eine stoffliche Verwertung möglich ist. Diese ist aber nicht Gegenstand dieser Untersuchung.

Klärschlamm wiederum hat erst nach einer Trocknung einen für eine Verbrennung geeigneten Heizwert. Dafür ist der Kohlenstoffgehalt nahezu vollständig regenerativer Natur. Zwischen den Vor- und Nachteilen einer Mitverbrennung oder einer Verbrennung in einer Abfallanlage (Monoverbrennung oder in MVA) bestehen deutlich weniger große Unterschiede als z.B. beim Restabfall. Hier ist vor allem darauf zu achten, dass höher belastete Schlämme in Abfallverbrennungsanlagen verbrannt werden sollen. Für die geringer belasteten Schlämme ist eine Mitverbrennung dagegen empfehlenswert. Die Energiebilanz (und damit auch CO₂-Bilanz) kann erheblich verbessert werden, wenn die Trocknung des Schlammes mit anderweitig nicht mehr nutzbarer Energie (z.B. Strahlungsabwärme von Asche) bewerkstelligt wird und keinen Dampfverbrauch beansprucht.

Über die Vielfalt der betrachteten Abfallarten und Behandlungstechniken lässt sich zusammenfassend keine eindeutige Priorisierung zugunsten der einen oder anderen Option begründen. Dennoch lassen sich Trends erkennen, die insbesondere an der Frage von Heizwert und Schadstoffgehalt orientiert, die eine oder eher die andere Entsorgungsweise als eher empfehlenswert darstellen lassen. In Abbildung 1 wird eine schematisierte Zuordnung nach diesen Kriterien dargestellt. Die Lokalisierung der Abfallarten in den vier Quadranten ist dabei als sehr grobschnittartige Vereinfachung zu sehen.

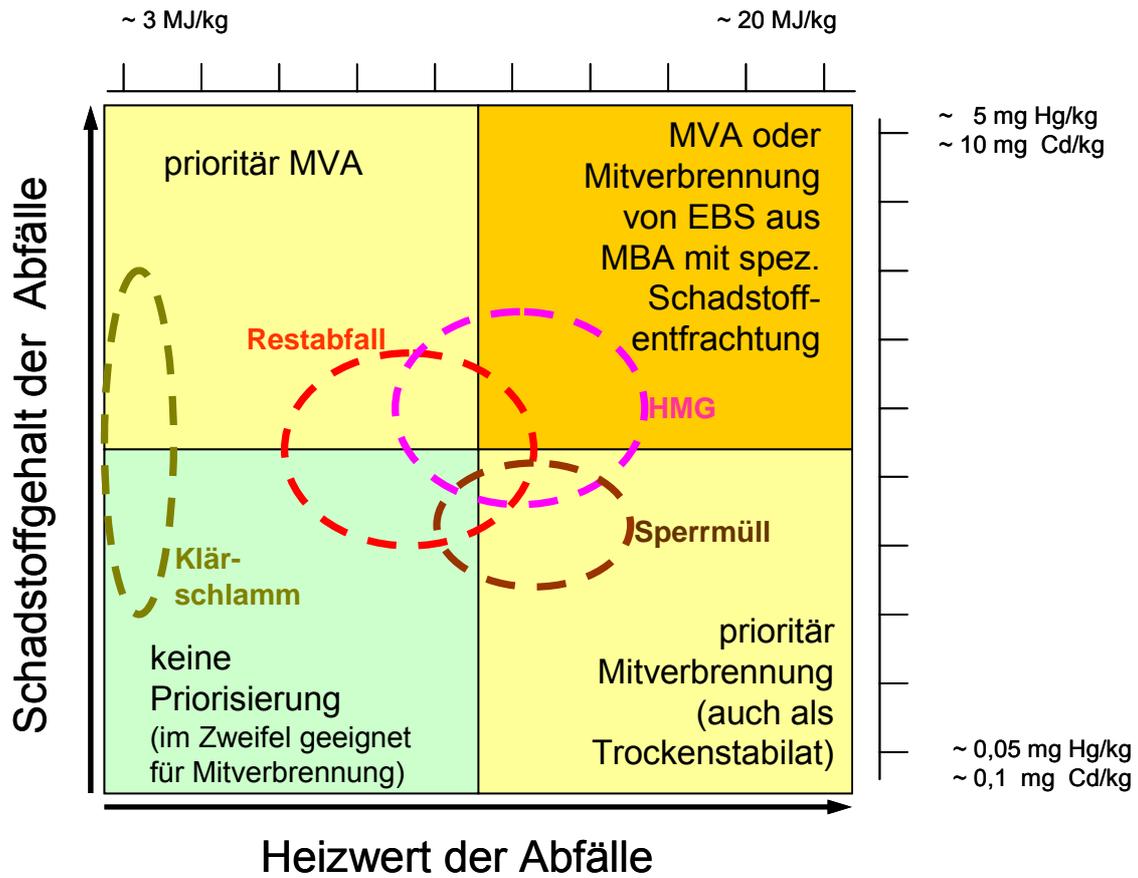


Abbildung 1 Empfehlung einer Zuordnung von Abfallarten zu Behandlungsalternativen anhand der Kriterien Heizwert und Schadstoffgehalt mit Hilfe eines stark simplifizierten Schemas.

Inhaltsverzeichnis

	Seite	
1	Zielsetzung und Aufgabenstellung	1
2	Methode und Betrachtungsrahmen	3
2.1	Ausgangsbasis	3
2.2	Untersuchungsrahmen	3
2.3	Methodik	5
2.3.1	Grundsätzliches zur Modellierung und Sachbilanz	5
2.3.2	Auswahl von Leitindikatoren und Art der Auswertung	7
3	Beschreibung der untersuchten Abfälle	9
3.1	Restabfall (Hausmüll)	10
3.2	Hausmüllähnliche Gewerbeabfälle (HMG)	10
3.3	Sperrmüll	12
3.4	Kommunaler Klärschlamm	12
4	Beschreibung der technischen Verfahren und Behandlungssysteme	14
4.1	Betrachtete Verfahren	14
4.1.1	Müllverbrennungsanlage (MVA)	14
4.1.2	Aufbereitungsanlagen	16
4.1.3	Kohlekraftwerke	22
4.1.4	Zementwerke	24
4.2	Betrachtete Behandlungssysteme	26
4.2.1	Systeme zur Restabfallbehandlung	26
4.2.2	Systeme zur HMG-Behandlung	28
4.2.3	Systeme zur Sperrmüllbehandlung	29
4.2.4	Systeme zur Klärschlammbehandlung	30
4.2.5	Äquivalenzsysteme	32
5	Ergebnisse	38
5.1	Ergebnisse nach Abfallarten	38
5.1.1	Ergebnisse zur Restabfallbehandlung	38
5.1.2	Ergebnisse zur Behandlung von hausmüllähnlichen Gewerbeabfällen	45
5.1.3	Ergebnisse zur Sperrmüllbehandlung	51
5.1.4	Ergebnisse zur Klärschlammbehandlung	56
5.2	Normierung der Ergebnisse	61
5.2.1	Ergebnisse zur Restabfallbehandlung	62
5.2.2	Ergebnisse zur HMG-Behandlung	64
5.2.3	Ergebnisse zur Sperrmüll-Behandlung	65
5.2.4	Ergebnisse zur Klärschlamm-Behandlung	66



5.3	Zusammenfassung der Ergebnisse nach Behandlungsarten	67
5.3.1	EBS-Erzeugung aus über MBA-Leichtfraktion	67
5.3.2	Stabilat-Erzeugung	67
5.3.3	Kraft- und Zementwerke	68
5.3.4	MVA	68
5.4	Sensitivitätsuntersuchungen	69
5.4.1	Einfluss der Abfallcharakteristik	69
5.4.2	Einfluss der Emissionsgrade	69
5.4.3	Einfluss der energetischen Wirkungsgrade sowie der Art der substituierten Primärenergieträger	70
5.4.4	EBS-Kraftwerke	72
6	Schlussfolgerungen und Empfehlungen	74
7	Literatur	77

Abbildungen

Abb. 2-1	Nutzengleiche Entsorgungs- und Äquivalenzsysteme	6
Abb. 4-1	Stoffstrommodell einer exemplarischen MVA	15
Abb. 4-2	Stoffstrommodell einer exemplarischen MBA	17
Abb. 4-3	Von der Modell-MBA aus Restabfall erzeugte Fraktionen, 100% entsprechen dem Abfallinput	18
Abb. 4-4	Von der Modell-EBS-Anlage aus der hochkalorischen MBA-Fraktion erzeugte Fraktionen	19
Abb. 4-5	Stoffstrommodell einer exemplarischen MBS	20
Abb. 4-6	Von der Modell-MBS aus Restabfall erzeugte Fraktionen, 100% entsprechen dem Abfallinput	20
Abb. 4-7	Von der Modell-Sperrmüllsortieranlage aus Sperrmüll erzeugte Fraktionen, 100 % entsprechen dem Abfallinput	22
Abb. 4-8	Stoffstrommodell eines exemplarischen Steinkohlekraftwerks	23
Abb. 4-9	Stoffstrommodell eines exemplarischen Zementwerks	25
Abb. 4-10	Vereinfachtes Stoffstromschema zur Systemvariante RA1.	27
Abb. 4-11	Vereinfachtes Stoffstromschema zu den Systemvarianten RA2 und RA3	27
Abb. 4-12	Vereinfachtes Stoffstromschema zu den Systemvarianten RA4 bis RA7.	28
Abb. 4-13	Vereinfachtes Stoffstromschema zu den Systemvarianten SM2 und SM3.	29
Abb. 4-14	Vereinfachtes Stoffstromschema zu den Systemvarianten KS1 und KS2.	31
Abb. 4-15	Vereinfachtes Stoffstromschema zu den Systemvarianten KS3 und KS4.	31
Abb. 5-1	Ergebnisse der Bilanzierung der Restabfallbehandlungsoptionen für den Leitindikator CO ₂ , fossil.	41
Abb. 5-2	Ergebnisse der Bilanzierung der Restabfallbehandlungsoptionen für den Leitindikator NO _x .	41
Abb. 5-3	Ergebnisse der Bilanzierung der Restabfallbehandlungsoptionen für den Leitindikator Cadmiumemissionen.	43
Abb. 5-4	Ergebnisse der Bilanzierung der Restabfallbehandlungsoptionen für den Leitindikator Quecksilberemissionen.	43
Abb. 5-5	Ergebnisse der Bilanzierung der Restabfallbehandlungsoptionen für den Leitindikator Antimonemissionen.	44
Abb. 5-6	Ergebnisse der Bilanzierung der Behandlungsoptionen von hausmüllähnliche Gewerbeabfällen für den Leitindikator CO ₂ , fossil.	47
Abb. 5-7	Ergebnisse der Bilanzierung der Behandlungsoptionen von hausmüllähnliche Gewerbeabfälle für den Leitindikator NO _x -Emissionen.	47
Abb. 5-8	Ergebnisse der Bilanzierung der Behandlungsoptionen von hausmüllähnliche Gewerbeabfälle für den Leitindikator Cadmiumemissionen.	49
Abb. 5-9	Ergebnisse der Bilanzierung der Behandlungsoptionen von hausmüllähnliche Gewerbeabfälle für den Leitindikator Quecksilberemissionen.	49

Abb. 5-10	Ergebnisse der Bilanzierung der Behandlungsoptionen von hausmüllähnliche Gewerbeabfälle für den Leitindikator Antimonemissionen.	50
Abb. 5-11	Ergebnisse der Bilanzierung der Sperrmüll-Behandlungsoptionen für den Leitindikator CO ₂ , fossil Emissionen.	53
Abb. 5-12	Ergebnisse der Bilanzierung der Sperrmüll-Behandlungsoptionen für den Leitindikator NO _x -Emissionen.	53
Abb. 5-13	Ergebnisse der Bilanzierung der Sperrmüll-Behandlungsoptionen für den Leitindikator Cadmiumemissionen.	54
Abb. 5-14	Ergebnisse der Bilanzierung der Sperrmüll-Behandlungsoptionen für den Leitindikator Quecksilberemissionen.	54
Abb. 5-15	Ergebnisse der Bilanzierung der Sperrmüll-Behandlungsoptionen für den Leitindikator Antimonemissionen.	55
Abb. 5-16	Ergebnisse der Bilanzierung der Klärschlamm-Behandlungsoptionen für den Leitindikator CO ₂ , fossil.	58
Abb. 5-17	Ergebnisse der Bilanzierung der Klärschlamm-Behandlungsoptionen für den Leitindikator NO _x -Emissionen.	58
Abb. 5-18	Ergebnisse der Bilanzierung der Klärschlamm-Behandlungsoptionen für den Leitindikator Cadmiumemissionen.	60
Abb. 5-19	Ergebnisse der Bilanzierung der Klärschlamm-Behandlungsoptionen für den Leitindikator Quecksilberemissionen.	60
Abb. 5-20	Ergebnisse der Bilanzierung der Klärschlamm-Behandlungsoptionen für den Leitindikator Antimonemissionen.	61
Abb. 6-1	Empfehlung einer Zuordnung von Abfallarten zu Behandlungsalternativen anhand der Kriterien Heizwert und Schadstoffgehalt mit Hilfe eines stark simplifizierten Schemas.	76
 Anhang		
Abb. A 1	Stoffstrombetrachtung für Cadmium im System „MVA“ für Restabfall	4
Abb. A 2	Stoffstrombetrachtung für Quecksilber im System „MVA“ für Restabfall	5
Abb. A 3	Stoffstrombetrachtung für Antimon im System „MVA“ für Restabfall	6
Abb. A 4	Stoffstrombetrachtung für Cadmium im System „MVA“ für hausmüllähnlichen Gewerbeabfall, papierreich	7
Abb. A 5	Stoffstrombetrachtung für Quecksilber im System „MVA“ für hausmüllähnlichen Gewerbeabfall, papierreich	8
Abb. A 6	Stoffstrombetrachtung für Antimon im System „MVA“ für hausmüllähnlichen Gewerbeabfall, papierreich	9
Abb. A 7	Stoffstrombetrachtung für Cadmium im System „EBS aus MBA in Kraftwerk, MBA-Rest in MVA“ für Restabfall“	10
Abb. A 8	Stoffstrombetrachtung für Quecksilber im System „EBS aus MBA in Kraftwerk, MBA-Rest in MVA“ für Restabfall“	11
Abb. A 9	Stoffstrombetrachtung für Antimon im System „EBS aus MBA in Kraftwerk, MBA-Rest in MVA“ für Restabfall“	12

Abb. A 10	Stoffstrombetrachtung für Cd im System „EBS aus MBA in Kraftwerk, Rest in MVA“ für hausmüllähnlichen Gewerbeabfall, papierreich	13
Abb. A 11	Stoffstrombetrachtung für Hg im System „EBS aus MBA in Kraftwerk, Rest in MVA“ für hausmüllähnlichen Gewerbeabfall, papierreich	14
Abb. A 12	Stoffstrombetrachtung für Sb im System „EBS aus MBA in Kraftwerk, Rest in MVA“ für hausmüllähnlicher Gewerbeabfall, papierreich“	15

Tabellen

Tab. 2-1	In der Arbeit verwendete Leitindikatoren	7
Tab. 2-2	Gesamtemissionen in der Bundesrepublik Deutschland umgelegt auf einen Einwohner (Einwohnerdurchschnittswert, EDW)	8
Tab. 3-1	Ausgangszusammensetzung von Restabfall und Zusammensetzung der daraus erzeugten EBS-Arten.	11
Tab. 3-2	Ausgangszusammensetzung von HMG und Zusammensetzung der daraus erzeugten EBS-Arten.	11
Tab. 3-3	Ausgangszusammensetzung von Sperrmüll und Zusammensetzung eines daraus erzeugten EBS.	12
Tab. 3-4	Klärschlammzusammensetzung (entwässerter Dickschlamm)	13
Tab. 4-1	Modellrechenwerte zum Abgas einer „mittleren“ MVA bezogen auf den Einsatz eines „mittleren“ Restabfalls; Angaben beschränkt auf die Leitparameter dieser Untersuchung	15
Tab. 4-2	Modellrechenwerte zum Abgas je eines exemplarischen Steinkohle- und Braunkohlekraftwerks bezogen auf den Einsatz eines EBS aus „mittlerem“ Restabfall; Angaben beschränkt auf die Leitparameter dieser Untersuchung	23
Tab. 4-3	Modellrechenwerte zum Abgas je eines exemplarischen Zementwerks bezogen auf den Einsatz eines EBS aus „mittleren“ Restabfall; Angaben beschränkt auf die Leitparameter dieser Untersuchung	25
Tab. 4-4	Emissionsdaten zu Strom, deutscher Kraftwerksmix; Angaben beschränkt auf die Leitparameter dieser Untersuchung	33
Tab. 4-5	Emissionsdaten zu Heizwärme, deutscher Mix; Angaben beschränkt auf die Leitparameter dieser Untersuchung	34
Tab. 4-6	Emissionsdaten zu Prozessdampferzeugung, Angaben beschränkt auf die Leitparameter dieser Untersuchung	35
Tab. 4-7	Emissionsdaten zum Regelbrennstoffeinsatz in Braun- und Steinkohlekraftwerk, Angaben beschränkt auf die Leitparameter dieser Untersuchung	35
Tab. 4-8	Emissionsdaten zum Regelbrennstoffeinsatz im Zementwerk, Angaben beschränkt auf die Leitparameter dieser Untersuchung	36
Tab. 4-9	Emissionsdaten zu Brennstoff-, Metall- und Mineralstoffvorketten, Angaben beschränkt auf die Leitparameter dieser Untersuchung	37

Tab. 5-1	Bilanzergebnisse für die Systeme der Restabfallbehandlung (alle Angaben bezogen auf 1 t Abfall)	39
Tab. 5-2	Bilanzergebnisse für die Systeme der Behandlung von hausmüllähnlichen Gewerbeabfällen	45
Tab. 5-3	Bilanzergebnisse für die Systeme der Sperrmüllbehandlung	51
Tab. 5-4	Bilanzergebnisse für die Systeme der Klärschlammbehandlung	56
Tab. 5-5	Unterschiede zwischen den neun Systemoptionen zur thermischen Restabfallentsorgung, normiert und in EDW ausgedrückt; skaliert auf 15,8 Mio. t Restabfall	63
Tab. 5-6	Unterschiede zwischen den drei Systemoptionen zur thermischen Abfallentsorgung unterschieden nach je zwei Qualitätsgruppen, normiert und in EDW ausgedrückt; skaliert auf insgesamt 4,7 Mio. t hausmüllähnliche Gewerbeabfälle	64
Tab. 5-7	Unterschiede zwischen den drei Systemoptionen zur thermischen Abfallentsorgung, normiert und in EDW ausgedrückt; skaliert auf 2,6 Mio. t Sperrmüll	65
Tab. 5-8	Unterschiede zwischen den vier Systemoptionen zur thermischen Klärschlammbehandlung, normiert und in EDW ausgedrückt; skaliert auf 2,4 Mio. t m _T Klärschlamm	66
Tab. 5-9	Übersicht über in Betrieb befindliche EBS-Anlagen und aktuelle Planungen, Quelle: UBA, Recherchen IFEU	72
 Anhang		
Tab. A 1	Zusammensetzung der Abfallarten nach Sortierfraktionen; Mittelwertbildung durch IFEU auf Basis folgender Quellenangaben: BayLfU 2002, INFA 2004, Dehoust et al. 2002	2
Tab. A 2	Elementarzusammensetzung der Sortierfraktionen	3

1 Zielsetzung und Aufgabenstellung

Die Abfallwirtschaft hat sich in den vergangenen zwei Jahrzehnten in Deutschland beträchtlich gewandelt. Durch die Umsetzung des Kreislaufwirtschaftsgedankens war eine konsequente Abkehr von der Ablagerung von Abfällen hin zu einer verstärkten stofflichen und energetischen Verwertung zu verzeichnen. In dem Forschungsvorhaben „Beitrag der Abfallwirtschaft zur nachhaltigen Entwicklung in Deutschland“ konnten quantitative Aussagen erzielt werden, die belegen, dass dieser Prozess auch zu einer deutlichen Entlastung der Umwelt geführt hat.

Gerade im Bereich des Klimaschutzes, einem der heute drängendsten Umweltprobleme, hat die Abfallwirtschaft einen wichtigen Beitrag geleistet. Die mengenmäßig relevanten Methanemissionen aus Deponien konnten mit der Umsetzung der Abfallablagerungsverordnung [AbfAbIV], - d.h. keine Deponierung von unvorbehandelten Siedlungsabfällen – reduziert werden. Die Deponierung wurde durch stoffliche und energetische Verwertung im Abfall enthaltener fossiler Energieträger ersetzt und damit konnte die Freisetzung von Klimagasen insgesamt verringert werden.

Die Berechnungen zum Klimaschutzpotenzial in der Abfallwirtschaft haben aber auch ergeben, dass noch weitere Einsparpotenziale bestehen. Neben den offensichtlichen Beiträgen der stofflichen Verwertung zählt dazu insbesondere die Steigerung der Effizienz bei der Energienutzung beim Einsatz von Abfällen zur energetischen Verwertung.

Eine wichtige Rolle spielt dabei der direkte Einsatz von Ersatzbrennstoffen aus Abfall in industriellen Feuerungsanlagen und Kraftwerken, da hierbei in aller Regel eine unmittelbare Substitution fossiler Energieträger gegeben ist. Für den Klimaschutz in der Abfallwirtschaft spricht dabei zum einen dieser hohe Substitutionsfaktor – aber auch, dass Abfälle nicht-fossilen Ursprungs klimaneutral verwertet werden.

Neben den Vorteilen eines Einsatzes von Ersatzbrennstoffen darf jedoch nicht aus den Augen verloren werden, dass die Abfallwirtschaft auch der Gefahrenabwehr gerecht werden muss. Abfälle sind nach wie vor meist heterogene Gemische verschiedener Bestandteile, die auch mit Schadstoffen belastet sein können. Schadstoffe können außerdem unter bestimmten Umständen bei der Behandlung von Abfällen erst entstehen und freigesetzt werden, wie das prominente Beispiel der de-Novo-Synthese von Dioxinen und dioxinähnlichen Substanzen zeigt.

Die Zielsetzung einer modernen Abfallwirtschaft muss daher sein, den bestmöglichen Nutzen für den Klima- und Ressourcenschutz zu erreichen, ohne andere Gefahren für die Umwelt und die menschliche Gesundheit zu vernachlässigen.

Für den Einsatz von Ersatzbrennstoffen aus Abfall in industriellen Feuerungsanlagen und Kraftwerken soll die genannte Zielsetzung in diesem Vorhaben näher untersucht werden. Dazu muss der Einsatz von Ersatzbrennstoffen insbesondere mit der Behandlung von Abfällen in Müllverbrennungsanlagen verglichen werden, die in der zurückliegenden Zeit einen sehr hohen Standard bezogen auf Umwelt- und Gesundheitsschutz erreicht haben.

Zu diesem Zweck ist es nötig, die Ersatzbrennstoffe aus Abfällen verschiedener Herkunft von ihrer Erzeugung über ihren Einsatz bis zu dem Umgang mit Rückständen zu verfolgen und zu untersuchen. Nur in einer entsprechenden „Systembetrachtung“, die auch den Substitutionsnutzen mit einschließen muss, ist es möglich, zu verlässlichen Aussagen zu kommen.

Eine solche Systembetrachtung schließt die Ermittlung der umweltbezogenen Aspekte (Ressourcenaufwand und Schadstofffreisetzungen) aller involvierten Prozesse einer zu untersuchenden Variante mit ein. Diese werden in einem entsprechenden Stoffstrommodell zusammengefügt.

Auf Grund der eng gesetzten Bearbeitungszeit des Forschungsvorhabens ist ein stark eingegrenzter Untersuchungsumfang erforderlich, der sich in der abschließenden Bewertung auf zentrale Sachverhalte beschränken muss und nicht alle möglichen Details und Facetten die die Thematik birgt, analysieren kann. Basismodelle zur thermischen Abfallbehandlung stehen dem IFEU dank langjähriger Modellberechnungen u.a. im Fundus der Prozessdatenbanken der Stoffstrombilanz-Software Umberto ® zur Verfügung.

Mit diesem Stoffstrommodell können sowohl die Freisetzung der klimarelevanten Gase, als auch der Verbleib der für die Fragestellung wichtigen Schwermetalle abgebildet werden. Aus diesen Bilanzen ist zu ersehen, in welchen Reststoffströmen sich die Schwermetalle wieder finden.

2 Methode und Betrachtungsrahmen

2.1 Ausgangsbasis

Der Rahmen einer sachgerechten Bewertung der Mitverbrennung von Siedlungsabfällen bzw. aufbereiteten Abfallfraktionen in industriellen Anlagen kann sich nicht auf das Geschehen innerhalb der thermischen Anlagen begrenzen. Der Untersuchungsrahmen schließt vielmehr auch die Frage von eventuellen Vorbehandlungsschritten, Energieverbräuche und Brennstoffsubstitutionen sowie Transporte und verbleibende Abfallentsorgungsmaßnahmen ein. Es sind folglich ganze Entsorgungssysteme abzubilden und zu bewerten.

Ein grundsätzlich geeignetes Bewertungsinstrument ist dabei die Methode der Ökobilanz. Sie ist das erste Handwerkszeug, das in einem internationalen Rahmen wissenschaftlich entwickelt und in ihren Grundsätzen genormt wurde (DIN EN ISO 14040ff). Ökobilanzielle Untersuchungen zu dem hier vorliegenden Themenkreis liegen bereits vor. So steht eine detaillierte Studie vor dem Abschluss, die im Auftrag des Umweltministeriums des Landes Nordrhein-Westfalen [MUNLV/IFEU 2006] sowohl die stofflichen Bandbreiten wie auch die Vielfalt der in diesem Bundesland vorhandenen Anlagentechnik analysiert. Im Gegensatz zu jener mehrjährigen Studie fokussiert die hier durchgeführte Forschungsarbeit aus einer mittleren bundesweiten Perspektive auf die wichtigsten Kernpunkte.

Die hier vorliegende Arbeit verfolgt somit nicht den umfassenden Ansatz der Ökobilanz im strengen Sinne, sondern verlegt sich auf die Kernerkenntnisse einer Stoffstromanalyse der Siedlungsabfallentsorgung mit Blick auf ausgewählte Schlüsselindikatoren.

2.2 Untersuchungsrahmen

Zwei Faktoren definieren den Umfang dieser Arbeit:

1. Die Definition der Abfälle bzw. Abfallqualitäten
2. Die Auswahl an betrachteten thermischen Anlagenarten. Diese lassen sich als drei „Gruppen“ zusammenfassen:
 - eine Müllverbrennungsanlage (MVA),
 - ein Kohlekraftwerk,
 - ein Zementwerk.

Die Forschungsarbeit erhebt nicht den Anspruch einer umfassenden Ökobilanz. Dennoch bedarf es einer klaren Abgrenzung des **Bilanzraums**. Er umfasst den Weg des Abfalls von seiner Erfassung bis zur Verwertung oder Beseitigung von Abfällen, die durch den Verbrennungsprozess entstehen. Berücksichtigt werden Transportvorgänge, extern bezogene Energie und Hilfsstoffe, sowie die Entsorgung entstehender Abfälle (Aschen, Rauchgasreinigungsprodukte). Umweltbelastungen durch die Bereitstellung der Investitionsgüter werden nicht berücksichtigt.

Da die thermischen Entsorgungsoptionen zu unterschiedlichen Nutzen führen (erzeugter Strom für das öffentliche Netz oder ersetzte Primärenergieträger), sind auch die „ersetzten“ primären Produktionsprozesse mit in den Bilanzraum aufzunehmen. Sonst wäre die Vergleichbarkeit der Umweltbelastungen der jeweiligen Verwertungsarten nicht gegeben. Die eingesparten Primärprozesse werden als **Äquivalenzprozesse** bezeichnet (siehe auch Abb. 2-1).

Der betrachtete **geographische Raum** ist bezüglich Herkunft der Abfälle und Standort der thermischen Anlagen die Bundesrepublik Deutschland. Dabei werden im System notwendige, „importierte“ Materialien ebenfalls berücksichtigt (ausländische Steinkohlen, bundesweiter Netzstrom).

Die **zeitlichen Systemgrenzen**: Als Referenzjahr wird 2004 gewählt. Alle Informationen sind in Bezug auf dieses Basisjahr zu ermitteln oder möglichst nahe zu diesem Jahr.

Eine **Detailgrenze** der mit ihren Vorketten zu berücksichtigenden Input-Materialien (mit ihren Vorketten) für jeden Teilprozess wird mit 1 % bezogen auf die Masse des gewünschten Outputs eines Prozesses festgelegt (z.B. Input an Kalkmilch für die Entschwefelungsanlage spezifisch bezogen auf den eingesetzten Abfall). Die Summe der vernachlässigten Materialien sollte jedoch nicht mehr als insgesamt 5 % bezogen auf die Masse des gewünschten Outputs eines Prozesses betragen.

Neben den verfahrenstechnischen Gegebenheiten (spezifische Emissionen, Material- und Energieeinsatz) werden vor allem auch die erforderlichen Logistiksysteme und Vorbehandlungsprozesse modelliert. Zur Abschätzung daraus entstehender Transportemissionen werden adäquate Daten- und Rechenmodelle angewandt.

2.3 Methodik

2.3.1 Grundsätzliches zur Modellierung und Sachbilanz

Die Modellierung der Behandlungsverfahren orientiert sich in der Untersuchung sehr stark an den Modellen, die im Rahmen der umfassenden *Ökobilanziellen Betrachtung zur thermischen Behandlung brennbarer Abfälle* für das MUNLV erarbeitet worden sind. Dort wurden Daten zu 16 MVA, 4 MBA, zwei EBS-Produktionsanlagen, 11 Kohlekraftwerken und 10 Zementwerken verarbeitet und je Anlage ein Stoffstrommodell erstellt. Unter Berücksichtigung der gegebenen Bandbreite an Anlagen und mit Blick auf den bundesweiten Park an entsprechenden Anlagen wurden für das Forschungsvorhaben hier jeweils zwar abstrahierte aber durchaus typische Vertreter der Verfahren zur Modellrechnung ausgewählt.

Unterstützt wird die Rechnung mit der Software Umberto[®]. Dabei handelt es sich um **generische Modelle**, die auf Massen- und Energiekonsistenz ausgelegt sind. Vom realen Einzelfall sind daher Abweichungen zu gemessenen Werten (z.B. Abgaskonzentrationen) nicht immer auszuschließen. Derartige Abweichungen sind jedoch im Hinblick auf die Bewertungsergebnisse nicht von Relevanz.

Die vorliegende Untersuchung stellt eine vergleichende Bewertung von Abfallentsorgungsoptionen dar. Ein entscheidender Aspekt ist dabei die Gewährleistung der **Nutzengleichheit** der zu vergleichenden Systeme. Hierauf wurde bereits unter dem Punkt „Systemgrenze/Bilanzraum“ hingewiesen. Die zu bewertenden Systeme in der Dienstleistung der Entsorgung einer bestimmten Menge eines Abfalls unterscheiden sich in aller Regel in dem durch die Verwertung erzeugten Nutzen. Im Falle von thermischen Prozessen liegt der Nutzen in aller Regel auf der energetischen Ebene vor. Die verschiedenen Prozesse können sich in der energetischen Effizienz wie auch in der Art der durch den Abfalleinsatz substituierten primären Energieträger (Regelbrennstoffe, Netzstrom, Fernwärme aus dem Fernwärmenetz) unterscheiden.

Will man diese verschiedenen Systeme bzw. deren Umweltauswirkungen vergleichen, muss folglich eine Nutzengleichheit zwischen den Systemen hergestellt werden – die Äquivalenz. Daher werden die Nutzen auch **Äquivalenzprozesse** oder **Äquivalenzsysteme** genannt. Die Definition und Anwendung der Äquivalenzsysteme wird im vorliegenden Fall folgendermaßen umgesetzt:

- Für einen Abfall, der in einem **Kohlekraftwerk** oder **Zementwerk** eingesetzt wird, wird für die entsprechende Wärmemenge weniger Kohle eingesetzt¹. Die Bereitstellung und der Einsatz dieser Kohlemenge und damit die dabei verursachten Lasten werden substituiert.
- Bei einem eigens für Abfall errichteten und betriebenen „Kraftwerk“ – sprich einer **MVA** – stellt sich die Frage nach einem alternativen Regelbrennstoff nicht. Hier wird der erzeugte Stromüberschuss in das allgemeine Stromnetz eingespeist. Bei einem Müllheizkraftwerk wird auch Fernwärme an die Verbraucher abgegeben. Die Ermitt-

1 ggf. sind Faktoren für brennstofftechnisch bedingt ungünstigere Energieaustauschverhältnisse bei starken Diskrepanzen zwischen den Heizwerten von Sekundär- und Regelbrennstoff anzusetzen

lung des Nutzens erfolgt in diesem Fall über Verrechnung mit den Lasten, die im Mittel der Stromerzeugung für den öffentlichen Markt verursacht werden bzw. bei der entsprechenden Fernwärmeerzeugung.

Abb. 2-1 zeigt die Basisoptionen mit ihren jeweiligen Äquivalenzsystemen im Zusammenhang.

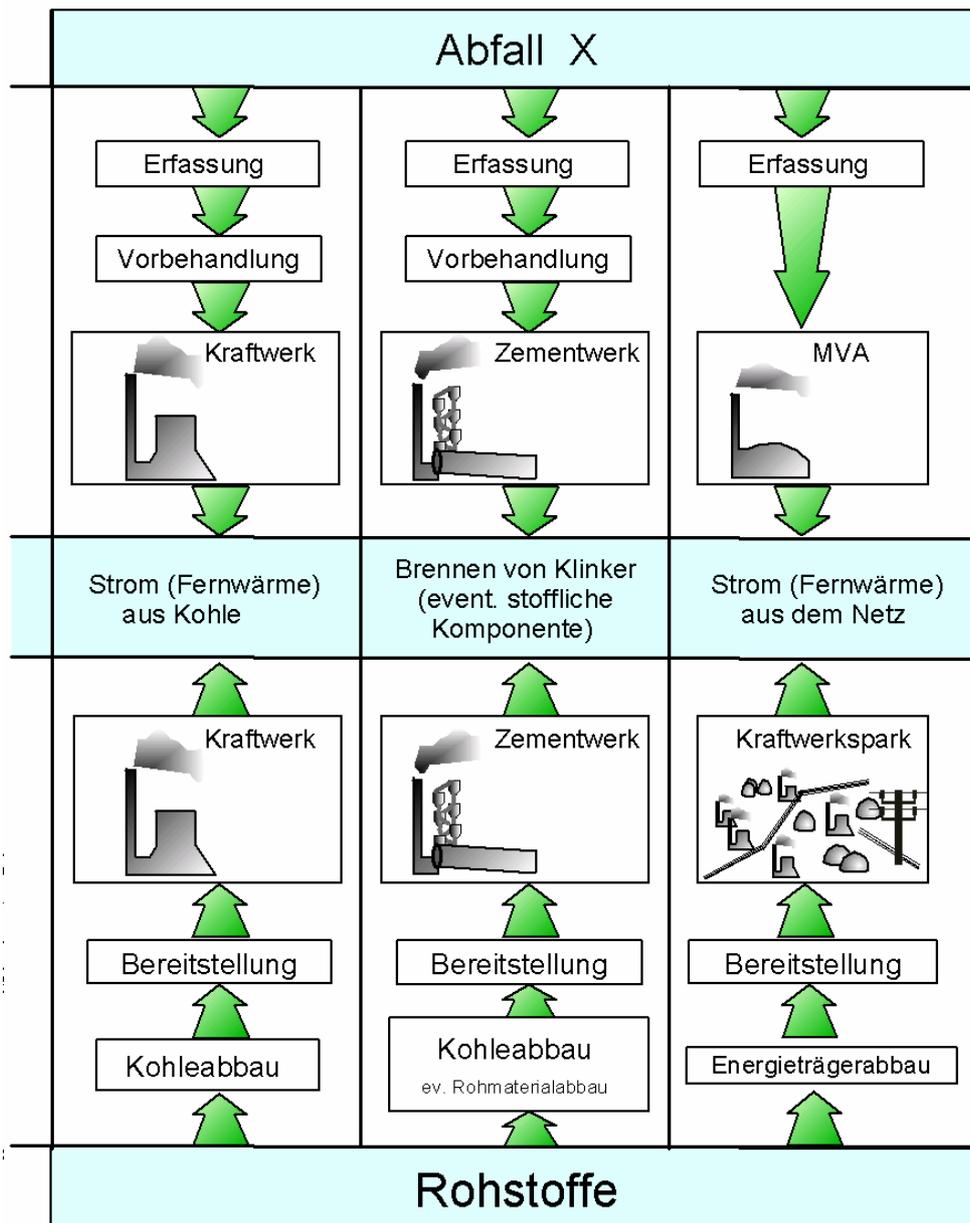


Abb. 2-1 Nutzengleiche Entsorgungs- und Äquivalenzsysteme

Da in dem Stoffstrommodell die Flüsse der Schwermetalle bereits angelegt worden sind, können Angaben zu den möglichen Konzentrationen von Schwermetallen in Produkten und Reststoffen (z.B. Schlacke, Filterstäube, Abfälle aus der Abgasreinigung etc.) gemacht werden.

2.3.2 Auswahl von Leitindikatoren und Art der Auswertung

Im Gegensatz zu umfassenden Ökobilanzen, die sich stets über eine große Anzahl an Daten- und Wirkungskategorien erstrecken, hat die hier vorliegende Arbeit vielmehr zum Ziel, die umweltseitigen Sachverhalte der Abfallmitverbrennung möglichst prägnant darzustellen. Dabei steht die Klimarelevanz an vorderster Stelle. Wichtige, toxikologisch ggf. problematische Stoffströme sollen jedoch durchaus mitbetrachtet werden. In Anbetracht der bei den Ökobilanzarbeiten (z.B. MUNLV/IFEU 2006]) gewonnenen Erkenntnisse, zeigen sich einige wenige Indikatoren als die maßgeblichen Größen. Sie sind in Tab. 2-1 zusammengestellt und begründet.

Tab. 2-1 In der Arbeit verwendete Leitindikatoren

Leitindikator	repräsentativ für
CO ₂ (fossil)	- Treibhauseffekt, - Beanspruchung fossiler Ressourcen
NO _x als NO ₂	- Versauerung - Eutrophierung - Feinstaub (Sekundärpartikelbildner)
Quecksilber (Hg)	- Toxische Luftschadstoffemission
Cadmium (Cd) und Antimon (Sb)	- Verlagerung von toxisch relevanten Schadstoffe in Medien oder Produkte

Auch bei Beschränkung der Indikatoren auf wenige Leitsubstanzen können die Kernelemente des am Umweltbundesamt entwickelten Bewertungsansatzes für Ökobilanzen [UBA 1999] zu sinnvollem Einsatz kommen. Wichtigstes Element ist dabei die **Normierung** (*Ermittlung des spezifisches Beitrags*). Der spezifische Beitrag, der sozusagen das rechnerische Ergebnis der Bilanzierung darstellt (Normierung der Wirkungsabschätzung), wird hier in absoluter Größe in der Einheit „Einwohnerdurchschnittswerte“ (EDW) ausgedrückt. Der Einwohnerdurchschnittswert stellt die mittlere Pro-Kopf-Last eines Bundesbürgers dar (z.B. 13 t CO₂-Äquivalente pro Jahr). Teilt man die Last einer Verwertungsoption bzw. den Unterschied zwischen zwei Optionen durch diesen Wert, so erhält man die Anzahl an Einwohnern, die der Option oder dem Unterschied entspricht.

Bezüglich der anderen Kernelemente der UBA-Bewertung – der *ökologischen Gefährdung* und *dem Abstand zum Schutzziel* – wird in Anbetracht der knappen Indikatorauswahl kein wesentlicher Schwerpunkt gelegt. Allen ausgewählten Indikatoren wird selbstredend eine große Bedeutung und hohe Ansprüche zur Minderung unterstellt. Darüber hinaus gehend wird CO₂ eine Führungsrolle zugebilligt. Die anderen Indikatoren werden gleichrangig betrachtet.

Tab. 2-2 Gesamtemissionen in der Bundesrepublik Deutschland umgelegt auf einen Einwohner (Einwohnerdurchschnittswert, EDW)

Leitindikator	Gesamtemission in die Luft in Deutschland	Einwohnerdurch- schnittswert EDW	Quelle:
CO ₂ (fossil)	871.000.000 t / a	10.553 kg / (EW · a)	(a)
NO _x als NO ₂	1.592.000 t / a	19,3 kg / (EW · a)	(a)
Quecksilber (Hg)	31 t / a	0,38 g / (EW · a)	(b)
Cadmium (Cd)	11 t / a	0,13 g / (EW · a)	(b)
Antimon (Sb)	Derzeit keine Daten !!!!		(-)
Quelle:	a) Umweltbundesamt - Umweltdaten online; Zahlen für 2001 (Tab.: Emissionen nach Emittentengruppen in Deutschland 1990-2001, Stand April 2003) b) UBA: Daten zur Umwelt 1996 für das Jahr 1995		

3 Beschreibung der untersuchten Abfälle

Die bisherigen Erfahrungen bei Arbeiten mit Ersatzbrennstoffen aus Abfällen haben gezeigt, dass Aussagen zu ihrem adäquaten Einsatz und dem damit verbundenen Umweltverhalten sehr stark von Herkunft und Zusammensetzung der Ersatzbrennstoffe geprägt sind. Daher ist die Spezifizierung der Abfälle als Ausgangsmaterial und deren verfahrenstechnische Behandlung in mechanischen, biologischen und physikalischen (z.B. Trocknung) Prozessen von großer Bedeutung.

Zielgemäß stehen die Siedlungsabfälle als Ausgangsmaterial im Vordergrund und es sind die Aufbereitungsverfahren wichtig, die mengenmäßig und konzeptionell in Deutschland von Bedeutung sind. Die Ausgangsabfälle sind Hausmüll, Sperrmüll und hausmüllähnliche Gewerbeabfälle, die in verschiedenen Aufbereitungsanlagen behandelt werden sowie Klärschlamm. Auf Grund der Datenlage können diejenigen Abfallströme betrachtet werden, für die aus der Kombination von Ausgangsabfall und Aufbereitungsverfahren einigermaßen verlässliche Angaben zu chemischer und physikalischer Zusammensetzung vorhanden sind.

Aus den vier Ausgangsabfallarten werden insgesamt **sieben** Varianten an Ersatzbrennstoff (EBS) abgeleitet. Diese werden wie folgt charakterisiert:

Restabfall:	hausmüllähnliche Gewerbeabfälle:	Sperrmüll:	Org. Abfall
1. EBS aus heizwertreicher MBA-Fraktion	4. PPK-reicher EBS aus heizwertreicher MBA-Fraktion	6. EBS aus Sperrmüll	7. Klärschlamm
2. Trockenstabilat (MBS)	5. Kunststoffreicher EBS aus heizwertreicher MBA-Fraktion		
3. Trockenstabilat (MPS)			

EBS: Ersatzbrennstoff; MBA: Mechanisch-biologische Abfallbehandlungsanlage; PPK: Papier, Pappe, Karton; MBS: Mechanisch-biologische Stabilisierung; MPS: Mechanisch-physikalische Stabilisierung (= Trocknung)

Für die identifizierten Ausgangsabfälle der EBS wird die Zusammensetzung stofflicher Art ermittelt, bzw. aus bestehenden Kenntnissen herangezogen. Daraus ergibt sich die Charakteristik des Abfalls hinsichtlich stofflicher Eigenschaften wie Heizwert, Wassergehalt, Aschegehalt und hinsichtlich Elementarzusammensetzung für eine Verbrennungsrechnung und Gehalte an Schadstoffen wie Schwermetallen. Zu beachten ist dabei insbesondere die Frage des Gehalts an fossilem und nicht-fossilem Kohlenstoff.

Die Aufbereitung und EBS-Erzeugung ist zwangsläufig mit dem Anfall einer Restfraktion verbunden, die – abgesehen vom MBS- und MPS-Verfahren – in der Regel deutlich größer ist als die EBS-Fraktion selbst. Qualität und Menge dieser Restfraktionen sind wiederum Funktion der Ausgangszusammensetzung und Fraktioniertechnik. Je nach technischer Ausgestaltung der Aufbereitung werden die Stoffströme spezifisch auf die Teilfraktionen verteilt. Dies betrifft Kohlenstoffgehalte und Heizwerte genauso wie Schwermetallgehalte (Hg, Cd etc.).

Die Ausgangszusammensetzung der Abfälle wird auf der Basis verschiedener Datenquellen und Literatur definiert. Die angesetzten Werte verstehen sich als typische Werte, die sich im Mittelbereich bekannter Bandbreiten bewegen. Eine statistisch gesicherte Genauigkeit ist aufgrund der extremen Heterogenität der gemischten Siedlungsabfälle vom Prinzip her ausgeschlossen.

In den folgenden Abschnitten sollen die Ausgangsabfälle und die daraus abgeleiteten Ersatzbrennstoffe kurz charakterisiert werden

3.1 Restabfall (Hausmüll)

Unter diesem Abfallterminus ist der Inhalt der so genannten „grauen Tonne“ zu verstehen: der häusliche Abfall ohne die gesondert gesammelten Abfallströme Bioabfall, Leichtverpackungen, Papier/Pappe und Behälterglas.

Im Jahr 2003 fielen in Deutschland von diesem Abfall 15,8 Mio. t an. Diese wurden zu 51 % in MVA verbrannt und zu 39 % noch direkt auf Hausmülldeponien verbracht. 10% wurden nach den Erhebungen des statistischen Bundesamts stofflich verwertet.

Für die hier vorliegende Untersuchung werden auf der Basis verfügbarer Daten als exemplarisch zu erachtende Referenzwerte abgeleitet. Als wesentliche Grundlage dazu dient die Erhebung des Bayerischen Landesamts für Umweltschutz [BayLfU 2003]. Daraus wurden die unten in Tab. 3-1 zusammengestellten Spezifikationen abgeleitet. Die Tabelle enthält außerdem die aus dem Ausgangsabfall abgeleiteten Werte für EBS und Trockenstabilate. Dabei ist zu beachten, dass diese Werte eine Funktion aus Ausgangszusammensetzung und der entsprechenden Sortier- und Behandlungstechnik (siehe unter Kapitel 4.1.2) darstellen.

3.2 Hausmüllähnliche Gewerbeabfälle (HMG)

Nach der Erhebung des Statistischen Bundesamts fielen im Jahr 2003 ca. 4,7 Mio. t dieser Abfälle zur Entsorgung an. Hausmüllähnliche Gewerbeabfälle (HMG) unterscheiden sich von Haushaltsabfällen in der Tendenz durch höhere Anteile an Papierfraktionen (PPK) und Kunststoffe sowie geringere Anteile an biogener Organik und Feuchte. Als Datengrundlagen für die Ableitung einer Referenzzusammensetzung können Untersuchungen von Kern, Sprick, Glorius [2002] und Dehoust, Gebhardt, Gärtner [2002] dienen.

Es werden hier zwei Varianten unterschieden: Eine PPK-reiche und eine kunststofffreie Ausgangszusammensetzung. Diese Unterscheidung ist für den aus Klimaschutzgründen unterschiedlich zu bewertenden Kohlenstoff aus regenerativem (PPK) und fossilem (Kunststoff) Ursprung sinnvoll.

Tab. 3-2 gibt für beide Varianten wie auch für die daraus jeweils abgeleiteten EBS-Qualitäten Rechenwerte an.

Tab. 3-1 Ausgangszusammensetzung von Restabfall und Zusammensetzung der daraus erzeugten EBS-Arten.

Gehalte in Frisch-substanz	Restabfall	EBS	Trocken-stabilat MBS	Trocken-stabilat MPS	
Wasser	33,8	10,7	14,8	14,7	%
Kohlenstoff fossil	10,1	27,6	17,1	16,9	%
Kohlenstoff regen.	12,8	19,4	21,5	21,7	%
Chlor	0,48	0,62	0,78	0,77	%
Schwefel	0,19	0,17	0,25	0,25	%
Cadmium	6,7	7,03	6,7	6,6	mg/kg
Quecksilber	0,24	0,24	0,27	0,26	mg/kg
Antimon	11,7	12,6	8,25	8,2	mg/kg
Arsen	3,2	2,1	2,24	2,2	mg/kg
Blei	204	158	128	127	mg/kg
Chrom	256	290	332	329	mg/kg
Fe-Metall-Anteil	3,41	0,0098	0,011	0,011	%
NE-Metall-Anteil	0,39	0,0015	0,0016	0,0016	%
Heizwert Hu	9,66	21,6	17,4	17,4	MJ/kg

Tab. 3-2 Ausgangszusammensetzung von HMG und Zusammensetzung der daraus erzeugten EBS-Arten.

Gehalte in Frisch-substanz	Ausgang: HMG-PPK	Ausgang: HMG-KS	EBS PPK-reich	EBS KS-reich	
Wasser	21,1	20,2	7,8	7,4	%
Kohlenstoff fossil	11,2	15,1	23,9	31,4	%
Kohlenstoff regen.	14,9	12,9	23,3	19,3	%
Chlor	0,85	1,43	0,99	1,6	%
Schwefel	0,27	0,27	0,15	0,15	%
Cadmium	11,6	19,4	9,8	18,8	mg/kg
Quecksilber	0,27	0,50	0,27	0,51	mg/kg
Antimon	11,9	15,1	12,9	18,1	mg/kg
Arsen	2,8	2,9	1,7	1,65	mg/kg
Blei	356	436	189	284	mg/kg
Chrom	267	274	342	344	mg/kg
Fe-Metall-Anteil	2,70	2,70	0,008	0,009	%
NE-Metall-Anteil	0,40	0,40	0,0012	0,001	%
Heizwert Hu	11,2	11,8	21,2	23,3	MJ/kg

3.3 Sperrmüll

Nach Statistischem Bundesamt fielen im Jahr 2003 ca. 2,6 Mio. t dieser Abfälle zur Entsorgung an. Sperrmüll wiederum unterscheidet sich von der „grauen Tonne“ durch hohe Anteile an Holz, Kunststoff und Fe-Metall. Als Datengrundlagen für die Ableitung einer Referenzzusammensetzung können auch hier die Untersuchungen von Kern, Sprick, Glorius [2002] und Dehoust, Gebhardt, Gärtner [2002] dienen.

Tab. 3-3 gibt für Sperrmüll wie auch für die daraus abgeleitete exemplarische EBS-Qualität Rechenwerte an.

Tab. 3-3 Ausgangszusammensetzung von Sperrmüll und Zusammensetzung eines daraus erzeugten EBS.

Gehalte in Frisch-substanz	Sperrmüll	EBS	
Wasser	19,5	13,8	%
Kohlenstoff fossil	11,4	17,3	%
Kohlenstoff regen.	22,3	28,5	%
Chlor	0,17	0,13	%
Schwefel	0,14	0,08	%
Cadmium	2,9	1,42	mg/kg
Quecksilber	0,10	0,074	mg/kg
Antimon	20,7	7,45	mg/kg
Arsen	5,3	1,68	mg/kg
Blei	112	76,7	mg/kg
Chrom	120	43,9	mg/kg
Fe-Metall-Anteil	8	0,01	%
NE-Metall-Anteil	0	0,001	%
Heizwert Hu	13,7	19,4	MJ/kg

3.4 Kommunaler Klärschlamm

Nach Statistischem Bundesamt fielen im Jahr 2002 ca. 2,4 Mio. t Trockenmasse (m_T) kommunaler Klärschlämme zur Entsorgung an. Mit der zunehmenden Problematisierung des Einsatzes von Klärschlamm auf Böden einerseits und des Wegfalls der Option Deponie andererseits hat die Klärschlammverbrennung an Bedeutung gewonnen. Dabei stehen Monoverbrennung, die Verbrennung in MVA wie auch die Mitverbrennung in Kraft- und Zementwerken im Vordergrund.

Im Hinblick auf Verbrennung weist dieser Abfall – obwohl ebenfalls zu den Siedlungsabfällen zählend – ganz andere Eigenschaften auf als die vorangehend betrachteten, festen Abfälle. So wie er als Schlamm in Kläranlagen anfällt, hat er einen sehr hohen Ausgangswassergehalt, der sich durch mechanisches Entwässerung und ggf. thermische Trocknung von anfangs um die 1 bis 3 % Trockenmasse auf bis zu 95 % Trockenmasse „einstellen“ lässt. Im Bereich um 25 % (durch mech. Entwässerung erzielbar) erreicht er einen positiven Heizwert und oberhalb 40 % (Trocknung notwendig) ist er in der Regel selbstgänglich brennbar.

Tab. 3-4 zeigt die hier angesetzte Zusammensetzung von kommunalem Klärschlamm, wie er von Seiten des Umweltbundesamts für das Jahr 2000 als mitteltypisch für Deutschland angegeben wird [UBA 2001]. Da diese Quelle die Kategorien nicht vollständig abdeckt, werden weitere Informationen aus der Literatur einbezogen.

Die Vorbehandlung des Klärschlammes erfolgt grundsätzlich in Abhängigkeit von der Art der Verbrennung. In jedem Falle ist eine Entwässerung notwendig. Eine Monoverbrennung (Wirbelschichttechnik) erfordert eine Trocknung auf mindestens 40 % TS bzw. rund 3 MJ/kg. Alternativ kann auch ein hochkalorischer Brennstoff (Kohlestaub, EBS etc.) zugemischt werden. MVA bevorzugen höher getrocknete Schlämme. Steinkohlekraftwerke benötigen hoch getrockneten Schlamm (>90 % TS), was in der Regel mittels der Kohlemühlen erzielt wird. Braunkohlekraftwerke setzen in der Regel den entwässerten Klärschlamm in direkter Zumischung zur Rohbraunkohle ein.

Tab. 3-4 Klärschlammzusammensetzung (entwässerter Dickschlamm)

Gehalte bezogen auf Klärschlamm-Trockenmasse	Klärschlamm	
Organik (oTR)	50 ^{a)}	%
Asche	50 ^{a)}	
Kohlenstoff fossil	1 ^{b)}	%
Kohlenstoff regen.	29 ^{b)}	%
Chlor	0,1 ^{b)}	%
Schwefel	0,4 ^{b)}	%
Cadmium	1,4	mg/kg
Quecksilber	1	mg/kg
Antimon	1 ^{b)}	mg/kg
Arsen	2 ^{b)}	mg/kg
Blei	63	mg/kg
Chrom	46	mg/kg
Heizwert Hu	11 ^{c)}	MJ/kg

Quelle: UBA 2001 außer:

a) Werte aus Nordrhein-Westfalen, NIKLAS-ITL, Kataster des LUA

b) Ableitung IFEU aufgrund verschiedener Quellen

c) Heizwert bezogen auf Trockenmasse.

4 Beschreibung der technischen Verfahren und Behandlungssysteme

4.1 Betrachtete Verfahren

4.1.1 Müllverbrennungsanlage (MVA)

Da die betrachteten Ausgangsabfälle vollständig und ohne weitere Aufbereitung in einer MVA eingesetzt werden können, bildet diese Technik sozusagen die Basisoption der Betrachtung. Sie stellt im Übrigen auch eine Einsatzoption der bei der EBS-Erzeugung anfallenden Restfraktionen dar.

In Deutschland befinden sich über 60 MVA in Betrieb, und decken damit eine im Hinblick auf Verfahrenstechnik und Energienutzung weite Bandbreite ab. Im Rahmen dieser Untersuchung soll möglichst eine „mittlere“ Situation abgebildet werden. Bezüglich der Energienutzung wird unter Zugrundelegung der Untersuchungen von Dehoust, Gebhardt, Gärtner [2002] und Reimann [2005] von folgenden Nettonutzungsgraden ausgegangen:

- 8,8% Stromwirkungsgrad netto.
- 22 % Fernwärme
- 8 % Prozessdampf

Bezüglich der spezifischen Emissionsgrade wird von einer technischen Ausrüstung ausgegangen, die dem Querschnitt des deutschen Anlagenparks angemessen erscheint. Die resultierenden Emissionswerte für das Szenario „Einsatz von Restabfall“ liegen dabei in dem Bereich bekannter Betriebswerte an realen Anlagen. Für die in Kapitel 2.3.2 aufgeführten Leitindikatoren sind dies die in Tab. 4-1 zusammengestellten Rechenwerte.

Von der technischen Ausstattung her werden dabei so unterschiedliche Einzelanlagen wie beispielsweise eine

- moderne Neuanlage mit mehrstufiger Abgasreinigung, Nasswäsche und Festbettfilter und katalytischer Entstickung (SCR)
- ältere nachgerüstete Anlage mit Flugstromadsorption sowie Nasswäsche mit Sprühtrocknung und katalytischer Entstickung (SCR)
- ältere nachgerüstete Anlage mit Flugstromadsorption sowie quasitrockene Absorption und nichtkatalytischer Entstickung (SNCR).

einbezogen. Wie die Werte in Tab. 4-1 zeigen, werden die Grenzwerte der 17. BImSchV sicher eingehalten, z.T. deutlich unterschritten.

Die Freisetzung von fossilem Kohlendioxid ist zunächst vom Gehalt im Abfall abhängig und nicht von der Art und Technik einer MVA. Bei einem C_{fossil} -Gehalt von 10% resultieren 367 kg CO₂ pro t Abfall. Zu beachten ist, dass aus anderen Quellen innerhalb der

Systemgrenze ebenfalls CO₂-Emissionen auftreten. Anfahr- und Stützfeuerungen leisten dabei mit ca. 3 kg nur eine geringfügige Erhöhung. Nicht unbedeutend sind jedoch die Emissionen aus vor- und nachgelagerten Prozessen (Betriebsmittelbereitstellung, Altadsorbensverbrennung, Deponierung, externe Schlackeaufbereitung), aus denen in der Bilanzrechnung insgesamt weitere 54 kg CO₂ fossil pro t Abfall resultieren. Zieht man die Abfallsammlung und den Transport zur MVA ebenso mit in die Betrachtung ein, so addieren sich je 10 km weitere 3 kg CO₂. Diese Emissionen ergeben sich jedoch bei jeder Art von Abfallentsorgung, da der Abfall unabhängig von der Art der Behandlung gesammelt und transportiert wird.

Tab. 4-1 Modellrechenwerte zum Abgas einer „mittleren“ MVA bezogen auf den Einsatz eines „mittleren“ Restabfalls; Angaben beschränkt auf die Leitparameter dieser Untersuchung

Abgasvolumen	5.000	m ³ / t Abfall (Normzustand, trocken)		
	Konzentration		Fracht	
Stickstoffoxide (als NO ₂)	110	mg/m ³	550	g/t Abfall
Cadmium	0,00091	mg/m ³	4,6	mg/t Abfall
Quecksilber	0,00307	mg/m ³	15,3	mg/t Abfall
Antimon	0,00155	mg/m ³	7,8	mg/t Abfall

Quelle: Berechnungen IFEU auf der Basis einer Datenauswertung von Internetauftritten einzelner MVA-Betreiber in Deutschland

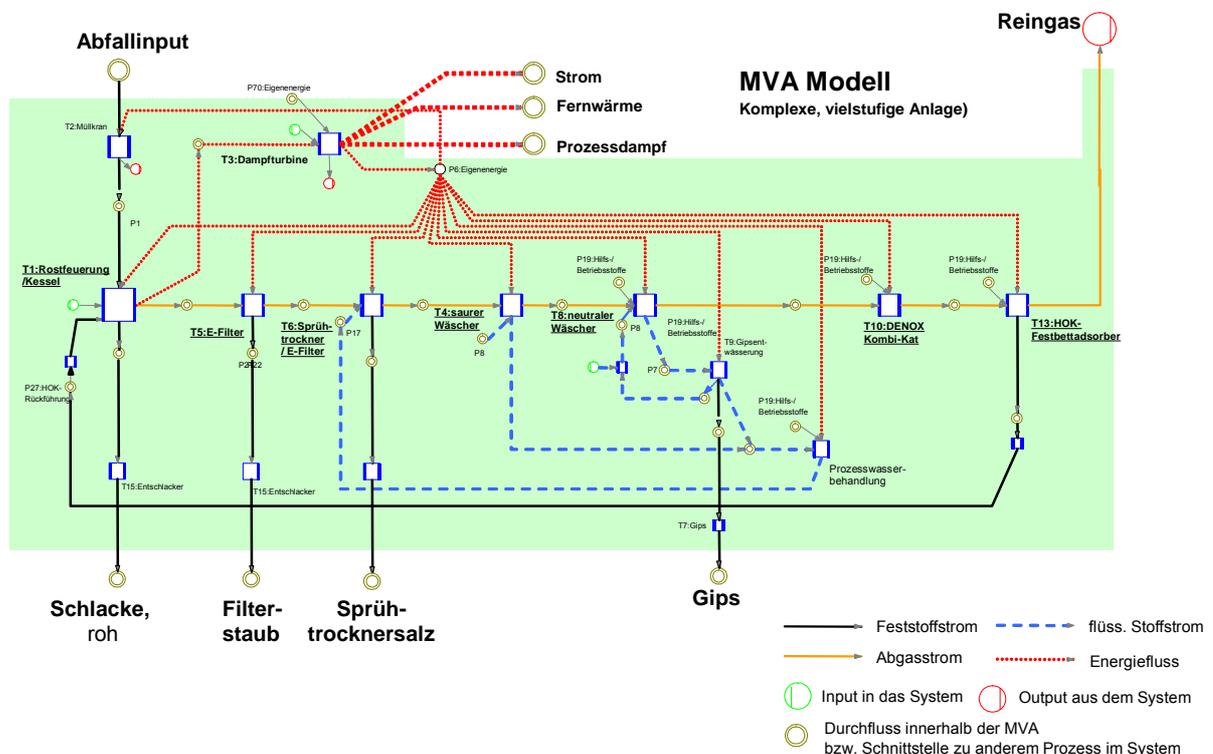


Abb. 4-1 Stoffstrommodell einer exemplarischen MVA

Die vor- und nachgelagerten Prozesse führen selbstredend auch zu Emissionen von NO_x und Schwermetallen. Bei NO_x führt diese zu insgesamt 70 g/t Abfall, das entspricht gut 12 % der direkten Emissionen. Bei den Metallen ist die Summe dieser Beiträge im Bereich von 5 % (Cd, Hg) oder deutlich darunter (Sb).

4.1.2 Aufbereitungsanlagen

Insgesamt werden fünf verschiedene Typen von Aufbereitungsanlagen betrachtet:

1. Mechanisch-biologische Abfallbehandlungsanlage (MBA)
2. EBS-Anlage (Feinaufbereitung und Brennstoffertigung, z.B. Pelletierung)
3. Mechanisch-biologische Stabilisierungsanlage (MBS)
4. Mechanisch-physikalische Stabilisierungsanlage (MPS)
5. Sperrmüllsortieranlage

Sie werden im Folgenden kurz charakterisiert.

4.1.2.1 Mechanisch-biologische Abfallbehandlungsanlage (MBA)

Für die Ersatzbrennstoffherzeugung sind in erster Linie die mechanischen Trennschritte relevant. Hier wird eine heizwertreiche Fraktion (reich an PPK, Kunststoffen und Verbundverpackungen) von einer heizwertärmeren Schwer- und/oder Feinfraktion abgetrennt. Zudem werden Metallfraktionen und je nach Anlage weitere Wert- oder Störfractionen separiert.

Die heizwertreiche – oder auch hochkalorische – Fraktion stellt die Grundlage für die Ersatzbrennstoffherstellung dar. Dazu bedarf es weiterer Feinaufbereitung und entsprechender Konfektionierung für die Spezifikation als einsatzfähiger Brennstoff (siehe nächster Abschnitt, „EBS-Anlagen“).

Der mechanische Teil einer MBA kann mit sehr unterschiedlichen Technikkomponenten ausgestattet sein. In den ersten Schritten besteht in der Regel weitgehende Übereinstimmung. Diese können wie folgt spezifiziert werden:

- Störstoffauslese
- Vorzerkleinerung
- Siebung in zwei bis drei Korngrößenklassen

Während die dabei gewonnene Feinfraktion der biologischen Behandlung zugeführt wird, werden die groben Siebschnitte in der Regel über Windsichtung und/oder ballistische Sichtung weiter aufbereitet mit dem Ziel, eine von problematischen (insbesondere chlor- und schwermetallreichen) Materialien weitgehend entfrachtete heizwertreiche Fraktion zu erzeugen. Alternativ zu diesen mechanischen Verfahren werden an einzelnen MBA optoelektronische Verfahren eingesetzt, die mit Hilfe von NIR-Detektion Stoffe selektiv nach ihrer chemischen Zusammensetzung erkennen und ausschleusen, bzw. positiv nach den gewünschten Bestandteilen sortieren.

Die so gewonnene heizwertreiche Fraktion kann im Anschluss durch Trocknung und/oder Nachkonfektionierung weiter aufbereitet werden, um die Spezifikation als Ersatzbrennstoff zu erreichen.

Die biologische Behandlung der Feinfraktion kann auf aerobe (Rotte) oder kombiniert anaerob/aerob (Vergärung mit Nachrotte) erfolgen. Je nach Behandlungsziel wird diese Behandlung mehr oder weniger intensiv erfolgen. Soll das Material im Anschluss auf einer Deponie gemäß AbfAbIV Anhang 2 abgelagert werden, so ist in jedem Fall ein intensives mehrstufiges Verfahren erforderlich. Soll das Material im Anschluss in einer MVA verbrannt werden, ist eine einfache Rotte ausreichend. Grundsätzlich kann für diesen Fall eine biologische Behandlung auch entfallen.

Für die Modellrechnung im Rahmen dieser Untersuchung wird von einer MBA ausgegangen, die eine umfassende mechanische Sortiertechnik aufweist und deren biologischer Teil eine zweistufige aerobe Rotte darstellt mit der Wahloption, den Rotterest im Anschluss zu deponieren oder gemeinsam mit den Störstoffen in einer MVA zu verbrennen. Für die Nachbehandlung der heizwertreichen Fraktion wird eine Trocknung unterstellt. Die Anlage ist insgesamt gemäß 30. BImSchV mit einer Abluftbehandlung über alle Stufen hinweg ausgestattet. In Abb. 4-2 findet sich ein Stoffstromschema dieser exemplarischen Modell-MBA.

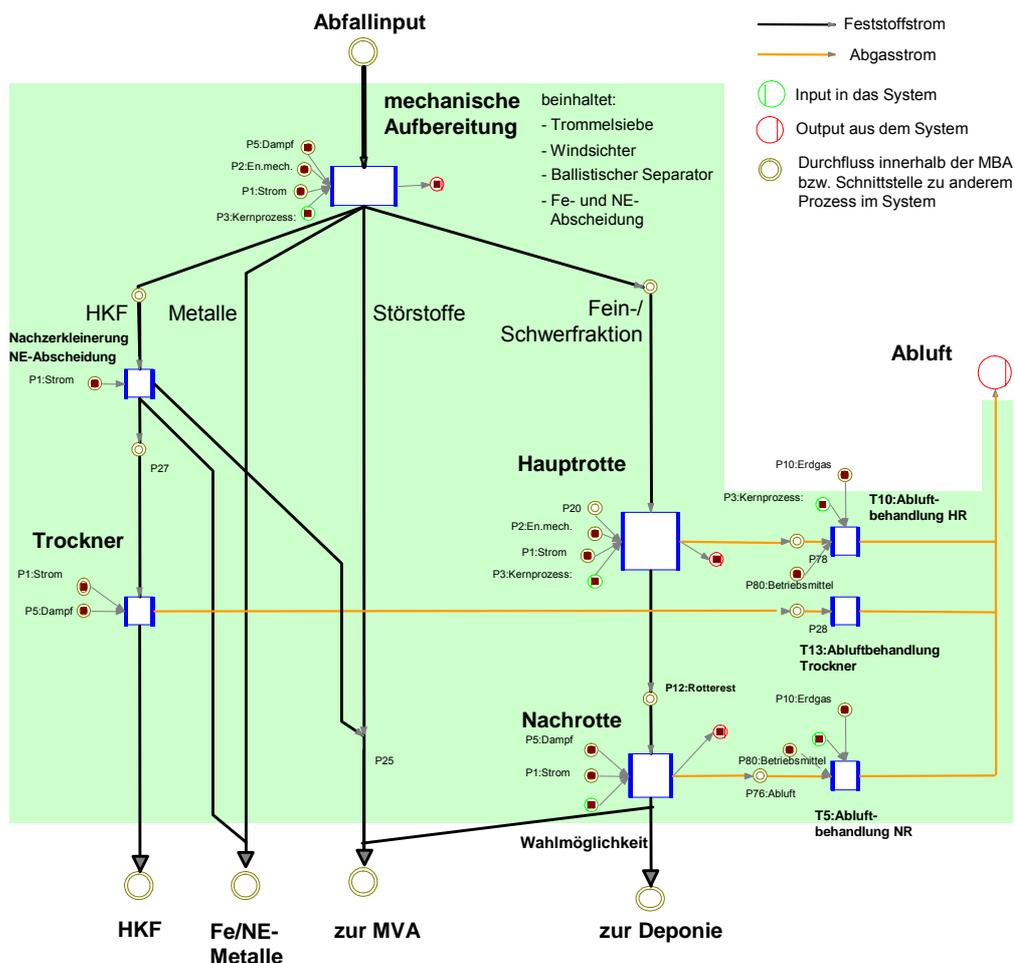


Abb. 4-2 Stoffstrommodell einer exemplarischen MBA

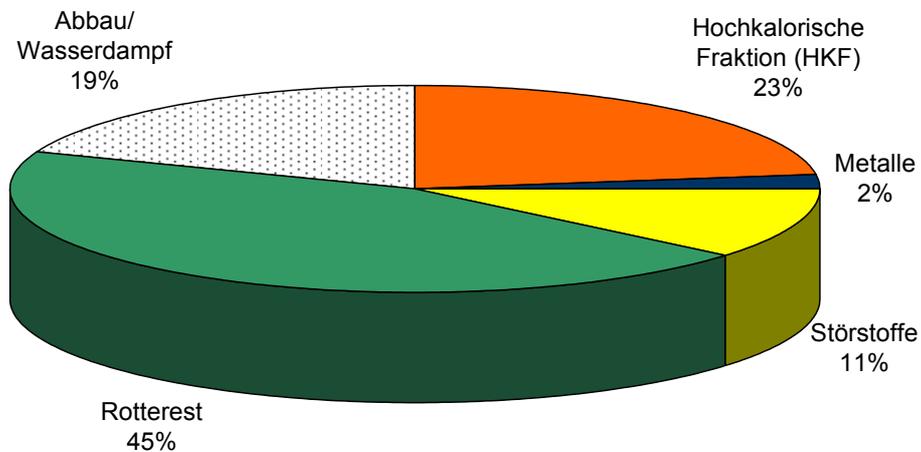


Abb. 4-3 Von der Modell-MBA aus Restabfall erzeugte Fraktionen, 100% entsprechen dem Abfallinput

Der Energieverbrauch pro t Abfalldurchsatz beträgt gemäß Modell: 80 kWh Strom, 2,5 kg Diesel (Radlader), 7,5 kg Erdgas (Trocknung und Abgasbehandlung). Als Fraktionen ergeben sich aus Restabfall im Modell die in Abb. 4-3 dargestellten Verteilungen.

4.1.2.2 EBS-Anlage

Um die hochkalorische Fraktion einer MBA einsatzfähig für Kraftwerke und Zementwerke zu gestalten, ist in vielen Fällen eine weitere Konfektionierung notwendig. Dabei ist die Frage weiterer Entfrachtung von störenden Stoffen weit weniger im Vordergrund als die Handhabarmachung des Materials (z.B. als Pellets oder als Fluff) für den Einsatz. Außerdem wird bei der endgültigen EBS-Erzeugung häufig ein Verschneiden mit anderen Abfallarten (z.B. Spuckstoffe aus der Altpapieraufbereitung) vorgenommen.

Die Prozessschritte der EBS-Erzeugung sind dabei vielfach vergleichbar mit denen der mechanischen Stufe einer MBA. Auf die Stoffverteilung hat sie jedoch in dem vorliegenden Modellfall für eine aufzubereitende hochkalorische MBA-Fraktion keinen wesentlichen Einfluss mehr. Dies zeigt auch die Darstellung in Abb. 4-4.

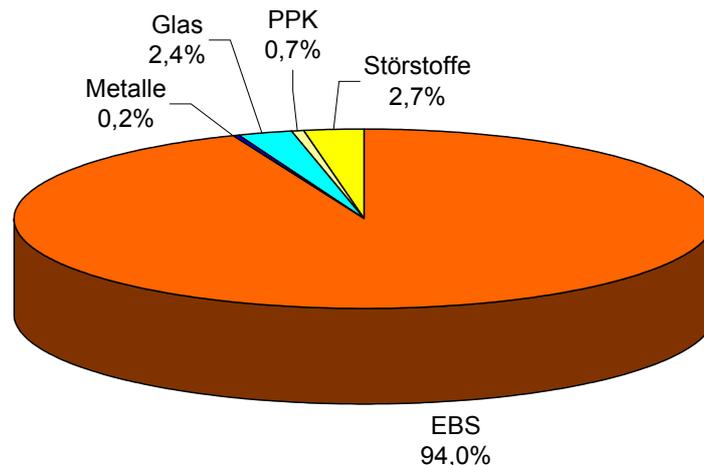


Abb. 4-4 Von der Modell-EBS-Anlage aus der hochkalorischen MBA-Fraktion erzeugte Fraktionen

4.1.2.3 Mechanisch-biologische Stabilisierungsanlage (MBS)

Unter dieser Art Aufbereitung ist eine Behandlung zu verstehen, die den gesamten Abfallinputstrom zunächst in eine biologische Stufe führt und mechanische Stofftrennungen im Anschluss erfolgen. Das Resultat ist ein „biologisch stabilisierter“ Ersatzbrennstoff und verschiedene inerte Stoffströme (Metalle, Glas, Steine).

Biologisch stabilisiert bedeutet, dass durch die Erwärmung im biologischen Rotteprozess das Material bis auf ca. 10 bis 15 % Restfeuchte getrocknet wird, wodurch ein weiterer bakterieller Zersetzungsvorgang dauerhaft unterbunden wird. In diesem Zusammenhang wird das Material häufig auch unter der Bezeichnung Trockenstabilat geführt.

Im Prozessablauf, wie er schematisch auch Abb. 4-5 entnommen werden kann, folgt auf eine erste überwiegend auf großstückige Teile und Fe-Metalle abzielende Vortrennung eine Zerkleinerung und Homogenisierung des gesamten Reststroms und dessen Stabilisierung einer Rottebox. Der biologische Abbau selbst wird vergleichsweise gering angesetzt. Die dabei frei werdende Wärme wird durch intensive Luftzirkulation zum Trocknen eingesetzt. Die Abluft wird gemäß 30 BImSchV behandelt (RTO, Wäscher). Anschließend werden von dem Material Schwerstoffe und andere Inertien durch mechanische Schritte abgetrennt.

Der Energieverbrauch pro t Abfalldurchsatz beträgt gemäß Modell: 105 kWh Strom, 0,7 kg Diesel (Radlader) und 3,7 kg Erdgas (Trocknung und Abgasbehandlung). Als Fraktionen ergeben sich aus Restabfall im Modell die in Abb. 4-6 dargestellten Verteilungen.

Als Datengrundlage für das Rechenmodell der MBS – wie auch der nachfolgenden MPS – dient im Wesentlichen die Studie von ICU, IFEU, IGW [2004].

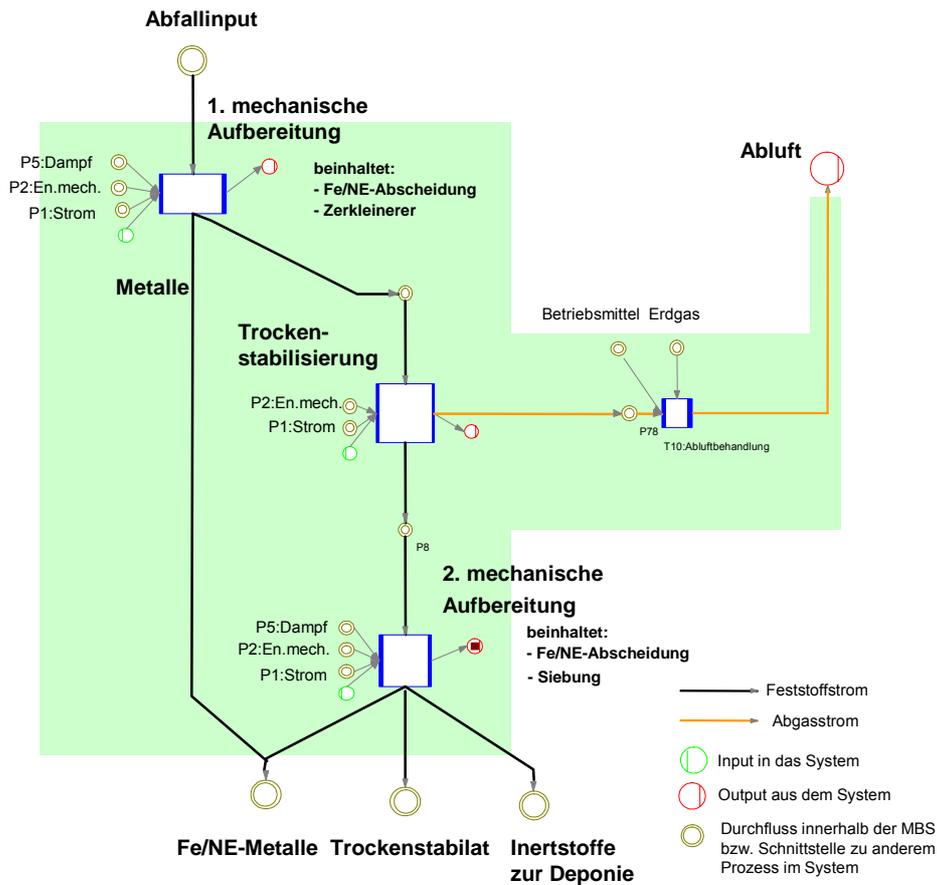


Abb. 4-5 Stoffstrommodell einer exemplarischen MBS

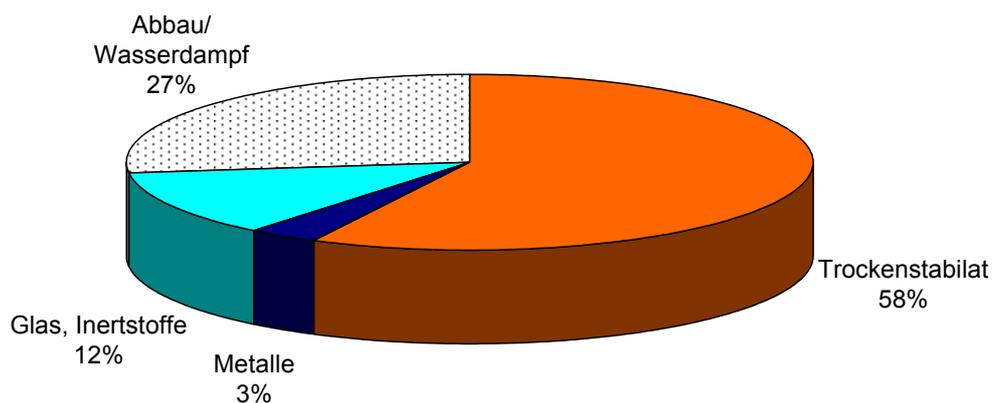


Abb. 4-6 Von der Modell-MBS aus Restabfall erzeugte Fraktionen, 100% entsprechen dem Abfallinput

4.1.2.4 Mechanisch-physikalische Stabilisierungsanlage (MPS)

Diese Option unterscheidet sich von der vorangehenden dadurch, dass die Trocknung nicht durch einen biologischen Rotteprozess sondern in einer beheizten Trocknungstrommel erfolgt. Die mechanischen Aufbereitungsschritte vor und nach der Trocknung folgen denselben Zwecken wie die der MBS. In dieser Untersuchung werden sie daher identisch gehalten. Das Stoffstromschema zeigt damit das gleiche Bild wie Abb. 4-5, mit dem Unterschied, dass die „Trockenstabilisierung“ als Input Heizwärme aus Erdgasfeuerung bedarf. Die Energieeffizienz ist nach Informationen zu den in Berlin betriebenen Anlagen bei 65 % anzusetzen. Damit ergibt sich ein Erdgasverbrauch von 25 kg pro t Abfalldurchsatz gemäß Modell. Ferner werden 170 kWh Strom verbraucht.

Durch die Erhitzung des Abfalls bei der Trocknung wird im Übrigen eine Freisetzung von Quecksilber berücksichtigt. Als Emissionsrate werden 5 % angesetzt. Da als Abluftreinigung derzeit lediglich RTO-Systeme eingesetzt werden, ist nicht von einer Rückhaltung auszugehen. Eine Solche wäre bei Anwendung von sauren Wäschern anzunehmen.

Zur Darstellung von Art und Anteilen der erzeugten Fraktionen kann in Näherung Abb. 4-6 dienen. Ein Unterschied im Modell ergibt sich ausschließlich durch den bei der MPS nicht erfolgten biologischen Abbau organischer Substanz.

4.1.2.5 Sperrmüllsortieranlage

Diese Art von Anlage ist rein mechanischer Art. Hier werden nach einer weitgehend mechanischen Vorsortierung (Greifbagger, Band), die bereits großstückigen, stoffeinheitlichen Bestandteile abtrennt und die verbleibenden Reste über weitere Schritte (Windsichtung, Siebung, Fe-Abscheidung) in die verschiedenen Wertstofffraktionen getrennt.

Die konkrete Ausstattung der Anlage hängt im Einzelfall ganz stark von der Ausrichtung ab, welche Verwertungswege mit den Fraktionen beschriftet werden sollen. So kann eine Anlage mit vergleichsweise geringem Aufwand Metallschrotte und Holz für die stoffliche Verwertung abtrennen und die nicht weiter aufgetrennten Reste der Beseitigung in der MVA überlassen. Die mag für die Vielzahl der kleineren Anlagen typisch sein. Es kann jedoch auch mit entsprechendem Aufwand der Schwerpunkt Ersatzbrennstoffe angestrebt werden. Für die Fragestellung dieser Untersuchung ist vorrangig die zweite Variante von Bedeutung. Da es hier primär um den Vergleich von thermischen Optionen geht, wird die stoffliche Verwertung von Holz (Pressspanplatten), nicht weiter betrachtet, sondern eine maximale Ausbringung von EBS aus Sperrmüll für den Vergleich mit einem vollständigen Einsatz in der MVA angesetzt.

Mit einem Verbrauch von 20 kWh Strom, 2 kg Diesel pro t Abfalldurchsatz ergeben sich aus dem Sperrmüll im Modell die in Abb. 4-7 dargestellten Verteilungen.

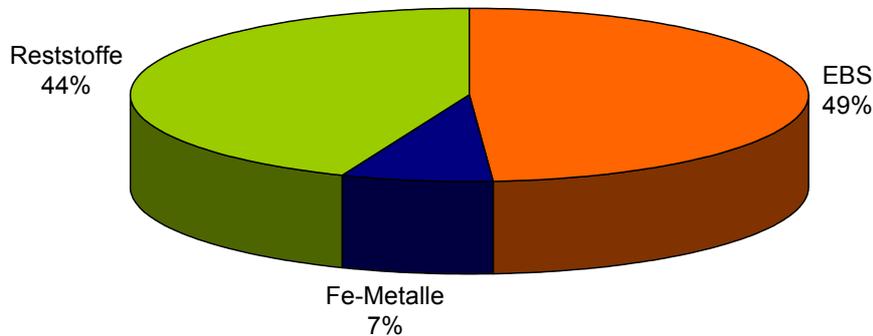


Abb. 4-7 Von der Modell-Sperrmüllsortieranlage aus Sperrmüll erzeugte Fraktionen, 100 % entsprechen dem Abfallinput

4.1.3 Kohlekraftwerke

Nach Schätzungen des BDE [2003] lag die Gesamtkapazität zur Abfallmitverbrennung in Kohlekraftwerken in Deutschland bei insgesamt 7,5 Mio. t Abfälle. Diese Menge verteilt sich in etwa je zur Hälfte auf Steinkohle- und auf Braunkohlekraftwerke. Der Hauptschwerpunkt liegt auf Klärschlamm. Zahlreiche Anlagen weisen auch Genehmigungen und z.T. auch Betriebserfahrungen mit dem Einsatz von EBS aus festen Siedlungsabfällen auf. Für diese Art Ersatzbrennstoffe lag die genehmigte Kapazität im Jahr 2005 bei 1,3 Mio. t [LAGA 2004]. Die tatsächlich eingesetzte Menge bewegt sich nach stichprobenartiger Auswertung aktuell auf deutlich niedrigerem Level. Auch bei Klärschlamm wird mit ca. 660.000 t m_T im Jahr [UBA 2004] die genehmigte Kapazität bei weitem nicht ausgeschöpft.

An der Mitverbrennung beteiligen sich sowohl Steinkohle- als auch Braunkohlekraftwerke mit jeweils verschiedenen Feuerungsarten und Größenklassen. Für diese Untersuchung werden für die technische Option „Mitverbrennung im Kohlekraftwerk“ zwei exemplarische Fälle unterstellt:

- ein Steinkohlekraftwerk mit Schmelzkammerfeuerung, Elektrofilter, nasser Rauchgasentschwefelung (REA) und katalytischer Entstickung (SCR)
- ein Braunkohlekraftwerk mit Staubfeuerung, Elektrofilter und nasser Rauchgasentschwefelung (REA)

Die resultierenden Emissionswerte für das Szenario „Einsatz von EBS aus Restabfall“ liegen dabei in dem Bereich bekannter Betriebswerte an realen Anlagen. Für die in Kapitel 2.3.2 aufgeführten Leitindikatoren sind dies die in Tab. 4-2 zusammengestellten Rechenwerte.

Tab. 4-2 Modellrechenwerte zum Abgas je eines exemplarischen Steinkohle- und Braunkohlekraftwerks bezogen auf den Einsatz eines EBS aus „mittlerem“ Restabfall; Angaben beschränkt auf die Leitparameter dieser Untersuchung

	Konzentration		Fracht			
	SteinkohleKW	BraunkohleKW	SteinkohleKW	BraunkohleKW		
Abgasvolumen			5.000	5.000	m ³ / t EBS (N. trocken)	
Stickstoffoxide (als NO ₂)	180	190	mg/m ³	1355	1431	g/t EBS
Cadmium	0,0654	0,010	mg/m ³	492	75	mg/t EBS
Quecksilber	0,0146	0,0041	mg/m ³	110	31	mg/t EBS
Antimon	0,0672	0,0010	mg/m ³	506	7	mg/t EBS

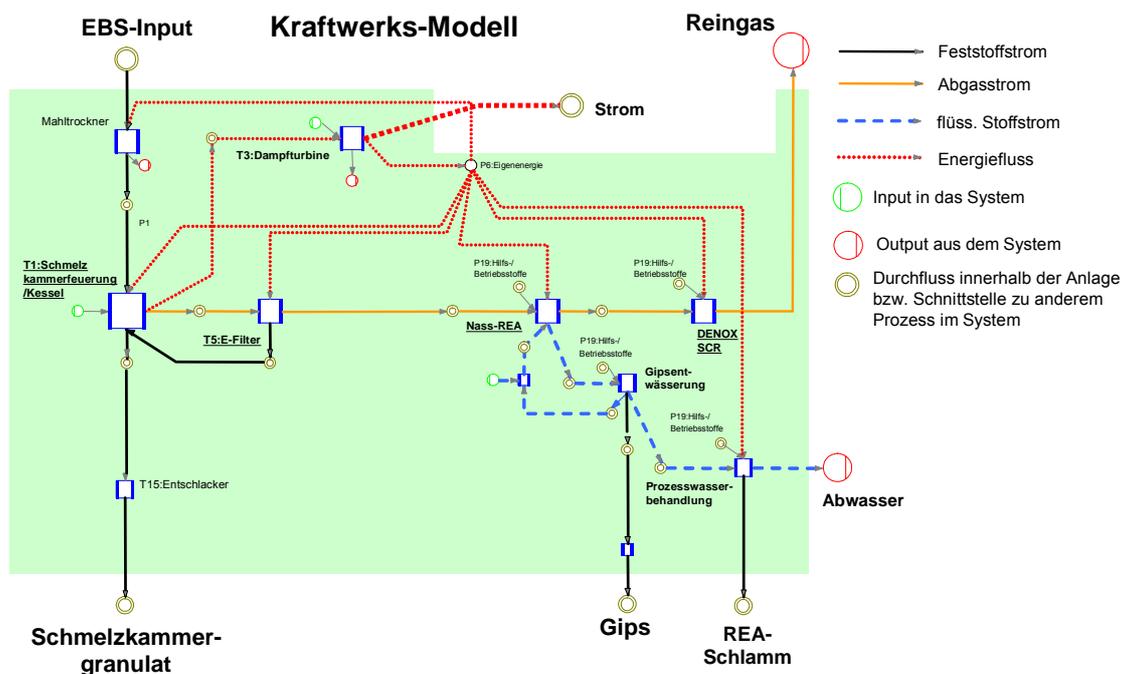


Abb. 4-8 Stoffstrommodell eines exemplarischen Steinkohlekraftwerks

Die energetischen Wirkungsgrade (brutto) liegen nach DIW [2004] in Deutschland bei:

- 40,5% elektrisch und 5,3% Fernwärme für Steinkohlekraftwerke,
- 36,3% elektrisch und 1,6% Fernwärme für Braunkohlekraftwerke

Wie bei den MVA wird auch für die Kraftwerke der Hilfs- und Betriebsstoffbedarf in die Bilanz mit einbezogen. Dabei handelt es sich in erster Linie um Kalksteinmehl und – bei Steinkohlekraftwerken – um Ammoniakwasser für die Entstickung. Führt die Verbrennung von 215 kg EBS (erzeugt aus 1 t Restabfall im Modellfall) zu einer brennstoffbedingten fossilen CO₂-Emission von 220 kg, so tragen die Nebenprozesse ein weiteres kg dazu bei.

4.1.4 Zementwerke

In Zementwerken in Deutschland werden nach VDZ [2004] derzeit ca. 2 Mio. t Abfälle als Ersatzbrennstoff eingesetzt. Sie decken damit 42 % des Brennstoffbedarfs ab. Der Hauptschwerpunkt liegt dabei auf Tiermehl, Altreifen und diversen industriell/gewerblichen Abfällen. Aufbereitete Fraktionen aus festen Siedlungsabfällen werden im Bereich 160.000 t pro Jahr eingesetzt.

Der Klinkerbrennprozess findet in den deutschen Zementwerken ausschließlich im trockenen Drehrohrverfahren statt. Bezüglich der Vorwärmetechnik sind die häufig vertretenen Zyklonvorwärmer von den Rostvorwärmern zu unterscheiden. Die Staubabscheidung erfolgt zumeist über Elektrofilter. Einzelne Anlagen weisen Gewebefilter auf.

Eine Besonderheit des Klinkerbrennprozesses sind die umfangreichen Stoffkreisläufe, die durch das Gegenstromprinzip zustande kommen. Der so genannte innere Kreislauf beruht darauf, dass sich die Feuerung – und damit die heißeste Zone – am Ofenende (Klinkerauslauf) befindet, von wo aus das heiße Abgas das entgegen fließende Rohmehl sintert, kalzinert, aufwärmt und trocknet. Die im heißen Bereich verdampften Metalle werden mit dem Gas in die kühleren Zonen transportiert, dort kondensieren sie und gelangen mit dem Material wieder in die heiße Zone und verdampfen wieder. Der äußere Kreislauf besteht darin, dass der Elektrofilterstaub mit dem Rohmehl gemeinsam in das thermische System eingeführt wird.

Durch Bypass-Führung kann der innere Kreislauf gezielt entfrachtet werden, sodass es nicht zum Durchschlag der massiv aufkonzentrierten Elemente auf der Abgasseite kommt. Durch kurzfristiges Einstellen der Rohmehlzufuhr und direkten Durchleitung des Abgases vom Vorwärmer zum Filter (Direktbetrieb) kann der äußere Kreislauf abgebaut werden.

Anhand von Daten des VDZ, verschiedenen Betreiberdaten sowie Literatur wurde ein Rechenmodell für den Standardfall eines deutschen Zementwerks erstellt. Die daraus resultierenden Emissionswerte für das Szenario „Einsatz von EBS aus Restabfall“ sind für die in Kapitel 2.3.2 aufgeführten Leitindikatoren in Tab. 4-3 zusammengestellt.

Wie bei den Kraftwerken führt die Verbrennung von 215 kg EBS (erzeugt aus 1 t Restabfall im Modellfall) zu einer brennstoffbedingten fossilen CO₂-Emission von 220 kg. Mit 215 kg EBS werden dabei ca. 8,7 t Rohmehl gebrannt mit einem Anteil von 80 % Kalkstein. Aus diesem werden durch Kalzinierung 600 kg CO₂ freigesetzt, welches als fossil (nicht regenerativ) anzusehen ist. Diese Freisetzung erfolgt zwangsläufig und völlig unabhängig von der Art des Brennstoffs durch das Klinkerbrennen. Ebenso sind die Frachten an weiteren Schadstoffen zu beachten, die dem Rohmaterial entstammen. In Tab. 4-3 werden die Anteile aus dem EBS nochmals herausgestellt.

Tab. 4-3 Modellrechenwerte zum Abgas je eines exemplarischen Zementwerks bezogen auf den Einsatz eines EBS aus „mittleren“ Restabfall; Angaben beschränkt auf die Leitparameter dieser Untersuchung

Abgasvolumen	12.500 ^{a)}	m ³ / t EBS (Normzustand, trocken)		
	Konzentration		Fracht	
Stickstoffoxide (als NO ₂)	430	mg/m ³	5.380	g/t EBS
Cadmium	0,0013	mg/m ³	16,0 (13,3) ^{b)}	mg/t EBS
Quecksilber	0,0128	mg/m ³	217 (103) ^{b)}	mg/t EBS
Antimon	0,0011	mg/m ³	14,1 (4,4) ^{b)}	mg/t EBS

a) Mit 1 t EBS (21 GJ) werden gemäß Modell 6,9 t Kalkstein, 1,65 t Ton, 0,087 t Eisenerz und 0,043 t Quarzsand zu Klinker gebrannt. Das aus dem Kalkstein freigesetzte CO₂ ist in dem Abgasvolumen enthalten.

b) In Klammern, die aus EBS freisetzen Frachten. Die Differenz entstammt dem Rohmehl

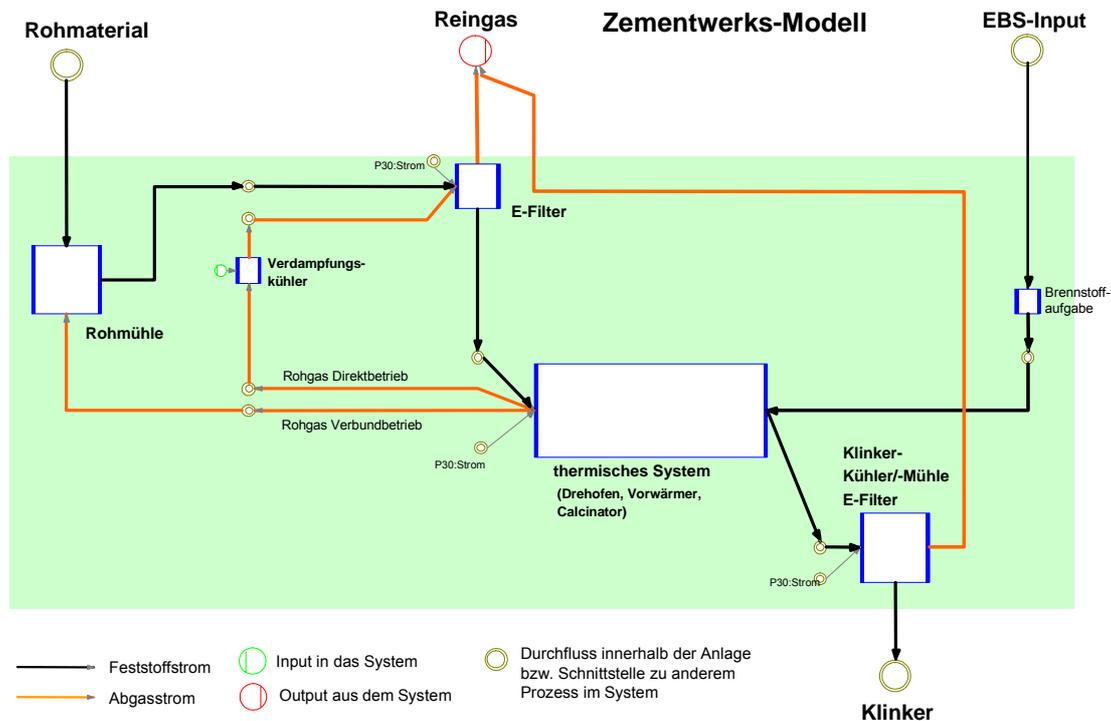


Abb. 4-9 Stoffstrommodell eines exemplarischen Zementwerks

4.2 Betrachtete Behandlungssysteme

Von der Abfallseite her werden sechs verschiedene Varianten betrachtet. Dazu gibt es jeweils drei thermische Behandlungsalternativen (MVA, Kraftwerk, Zementwerk). Insgesamt resultieren für die Untersuchung 16 Systemvarianten, die im Folgenden kurz beschrieben werden.

4.2.1 Systeme zur Restabfallbehandlung

Für den Restabfall werden sieben Systemvariante bilanziert. Diese werden wie folgt untergliedert:

- RA1. Restabfall in MVA
- RA2. Restabfall via MBA zu EBS und Einsatz in Kraftwerk
 - a) Rotterest in MVA
 - b) Rotterest zur Deponie
- RA3. Restabfall via MBA zu EBS und Einsatz in Zementwerk
 - a) Rotterest in MVA
 - b) Rotterest zur Deponie
- RA4. Restabfall via MBS zu Trockenstabilat und Einsatz in Kraftwerk
- RA5. Restabfall via MBS zu Trockenstabilat und Einsatz in Zementwerk
- RA6. Restabfall via MPS zu Trockenstabilat und Einsatz in Kraftwerk
- RA7. Restabfall via MPS zu Trockenstabilat und Einsatz in Zementwerk

Das System „Restabfall in MVA“ (RA1, siehe Abb. 4-10)) beinhaltet neben der eigentlichen Verbrennung unter „mittleren Verhältnissen“ in einer MVA die Entsorgung der Reststoffe. Dabei wird für einen Großteil der Schlacken eine Aufbereitung und obertägige stoffliche Verwertung angesetzt, für die übrigen mineralischen Abfälle eine untertägige Verbringung (Versatz oder Untertagedeponie). Für Letzteres wird auch der Transportaufwand einbezogen. Für kokshaltige Adsorbentien der Abgasreinigung wird eine Verbrennung berücksichtigt.

Neben der Entsorgung des Abfalls führt der Einsatz in der MVA eine Reihe zusätzlicher Nutzen mit sich: Strom, Fernwärme, Prozessdampf, Metallschrott, Mineralstoffe. Deren Bereitstellung auf primärem Wege wird durch die Modellierung so genannter Äquivalenzsysteme (siehe 4.2.5) beschrieben. Dem Entsorgungssystem wird in der Bilanz das Ergebnis des jeweils entsprechenden Äquivalenzsystems gutgeschrieben.

Die Systeme mit MBA (RA2a/b, RA3a/b) stellen sich, wie Abb. 4-11 zeigt, deutlich komplexer dar. Die mechanische Trennung teilt den Abfall in drei Stoffströme mit sehr unterschiedlichem Weg. Ein Weg stellt auch die MVA dar, die – so die MBA-Restfraktion nicht deponiert werden soll (RA2a, RA3a) – sogar den größten Fraktionsanteil zur Behandlung erhält. Der Fokus dieser Systemvarianten liegt jedoch auf dem Einsatz des Ersatzbrennstoffs, der im Modellfall ca. 22 % des Gesamtabfallinputs umfasst. Der Nutzen des EBS-Einsatzes in einem Kraftwerk oder Zementwerk zielt auf die direkte Substitution des entsprechenden Regelbrennstoffs (Stein- oder Braunkohle).

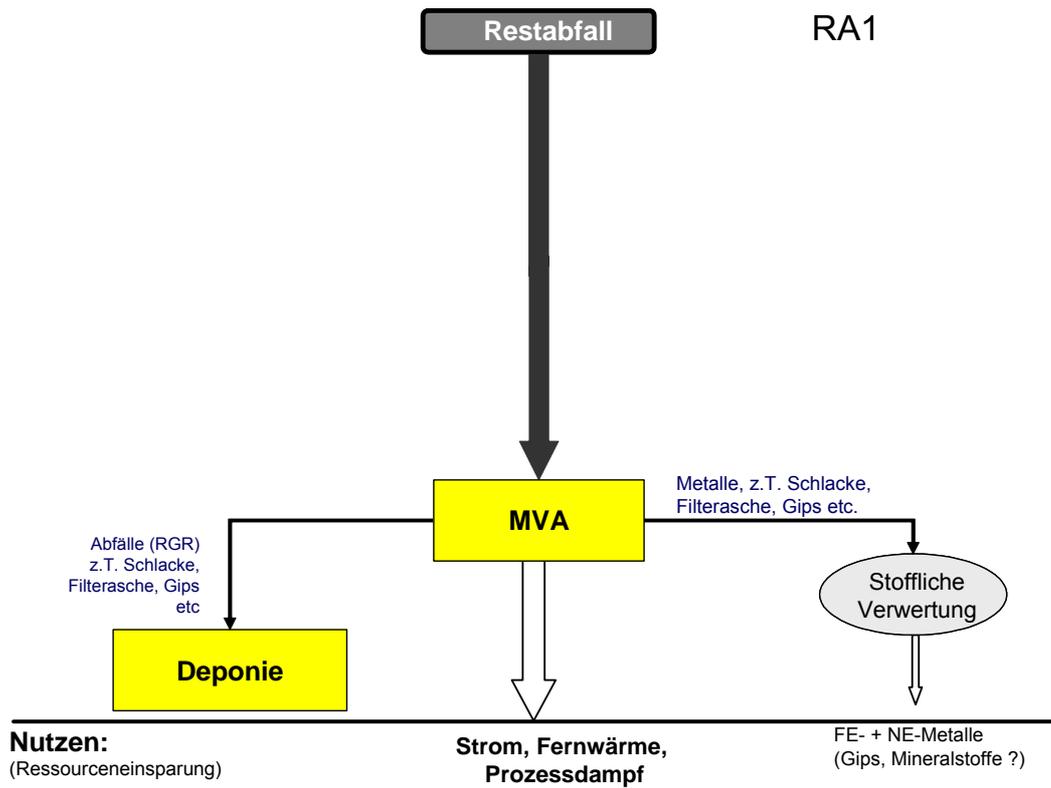


Abb. 4-10 Vereinfachtes Stoffstromschema zur Systemvariante RA1.

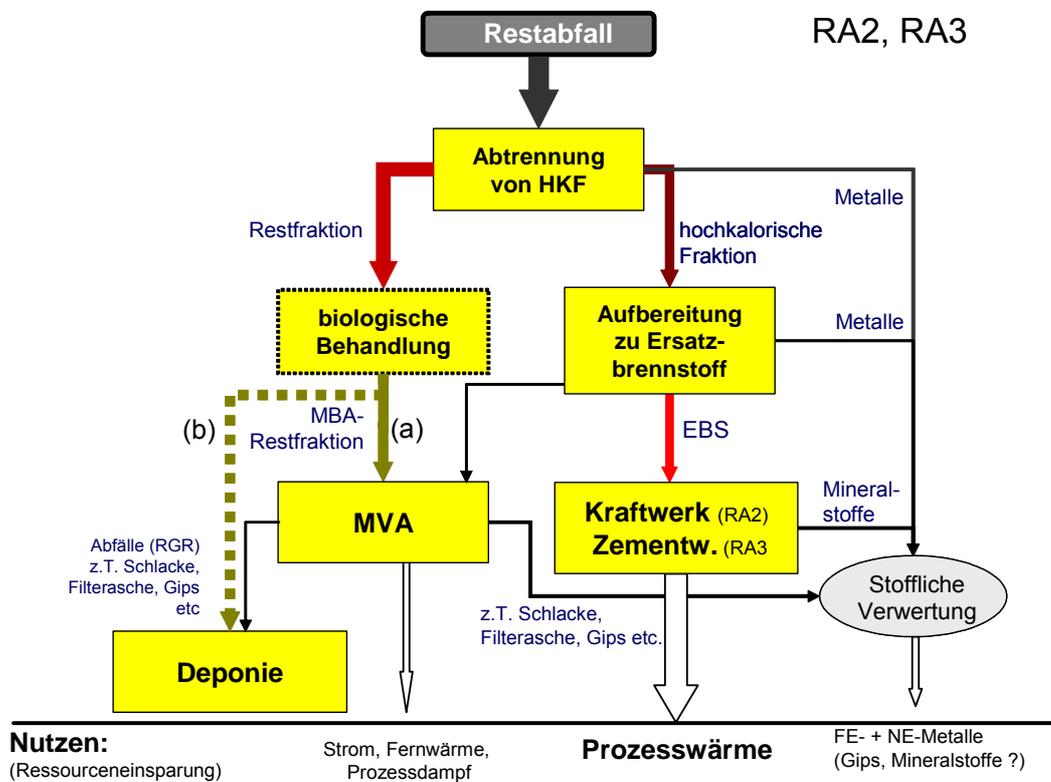


Abb. 4-11 Vereinfachtes Stoffstromschema zu den Systemvarianten RA2 und RA3

Die Systeme mit Stabilateerzeugung und –verbrennung (RA4 bis RA7) sind in ihrer Komplexität ähnlich denen der MBA-Systeme. Der wesentliche Unterschied beruht darauf, dass der Hauptmassenstrom in die EBS-Schiene geht und damit in die Mitverbrennung.

Der Nutzen des Stabilateinsatzes in einem Kraftwerk oder Zementwerk zielt auch hier auf die direkte Substitution des entsprechenden Regelbrennstoffs (Stein- oder Braunkohle).

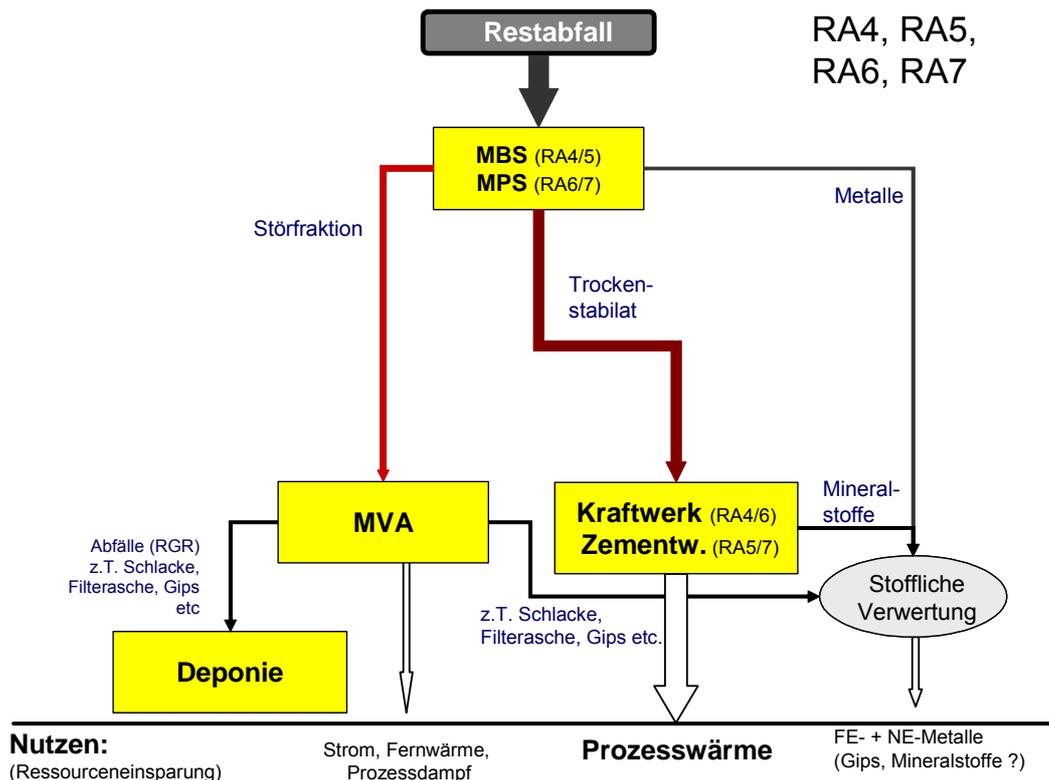


Abb. 4-12 Vereinfachtes Stoffstromschema zu den Systemvarianten RA4 bis RA7.

4.2.2 Systeme zur HMG-Behandlung

Für den hausmüllähnlichen Gewerbeabfall werden sechs Systemvariante bilanziert. Diese werden wie folgt untergliedert:

- HMG1. PPK-reicher HMG in MVA
- HMG2. PPK-reicher HMG via MBA zu EBS und Einsatz in Kraftwerk
- HMG3. PPK-reicher HMG zu EBS und Einsatz in Zementwerk
- HMG4. Kunststoffreicher HMG in MVA
- HMG5. Kunststoffreicher HMG via MBA zu EBS und Einsatz in Kraftwerk
- HMG6. Kunststoffreicher HMG zu EBS und Einsatz in Zementwerk

Vom Stoffstromschema unterscheiden sich diese Varianten nicht von den Systemvarianten RA1 (für HMG1), RA2a (für HMG2 und HMG5) und RA3a (für HMG3 und

HMG6). Die Unterschiede ergeben sich ausschließlich über die anteiligen Massenströme und die stofflichen Qualitäten. So werden statt der 21,7 % beim Restmüll bei der Aufbereitung von HMG 33 % EBS erzielt. Dabei ist nicht nur die Massenausbringung größer sondern auch der Heizwert.

4.2.3 Systeme zur Sperrmüllbehandlung

Für den Sperrmüll werden drei Systemvarianten bilanziert. Diese werden wie folgt untergliedert:

- SM1. Sperrmüll in MVA
- SM2. Sperrmüll in via Sortierung zu EBS und Einsatz in Kraftwerk
- SM3. Sperrmüll in via Sortierung zu EBS und Einsatz in Zementwerk

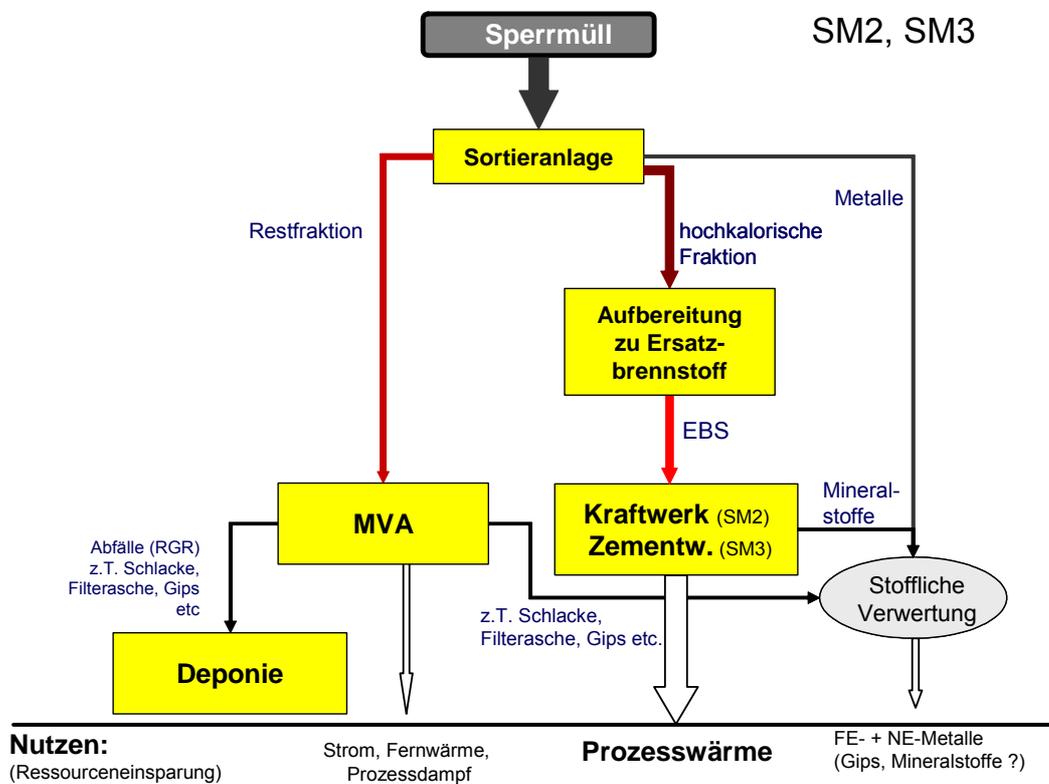


Abb. 4-13 Vereinfachtes Stoffstromschema zu den Systemvarianten SM2 und SM3.

4.2.4 Systeme zur Klärschlammbehandlung

Für Klärschlamm werden vier Systemvarianten bilanziert. Diese werden wie folgt untergliedert:

- | | |
|-----|---|
| KS1 | Klärschlamm Monoverbrennung |
| KS2 | Klärschlamm Mitverbrennung in MVA |
| KS3 | Klärschlamm Mitverbrennung im Kraftwerk (zu je 50% Steinkohle- und Braunkohlekraftwerk) |
| KS4 | Klärschlamm Mitverbrennung im Zementwerk |

Für alle Optionen wurde eine Entwässerung des Klärschlammes berücksichtigt. Für die Monoverbrennung wurde eine separate thermische Trocknung auf 45 % m_T angesetzt, für die MVA auf 90 % m_T . In beiden Fällen wird die Wärme von der Verbrennungsanlage selbst zur Verfügung gestellt. Für die Option Zementwerk wird ebenfalls eine Trocknung auf 90 % angesetzt, jedoch durch Erdgasfeuerung. Im Falle der Kraftwerke erfolgt die Trocknung gemeinsam mit der Kohle in den entsprechenden Mahltrocknungsanlagen.

Die Energienutzung erfolgt analog zu den Varianten mit festen Siedlungsabfällen, wobei anzumerken ist, dass Klärschlamm im entwässerten Zustand einen Heizwert knapp über Null aufweist. Bei Anlagen mit vergleichsweise hohem Eigenenergieverbrauch (KVA, MVA) liegt der Netto-Energieertrag daher nahe bei Null.

Bei der Systemvariante Zementwerk ist zu beachten, dass der Klärschlammeeinsatz neben dem Energieeffekt auch eine stoffliche Komponente aufweist, da der Ascheanteil von Klärschlamm-trockenmasse bei 50 % liegt und in hohem Maße aus den Klinkergrundstoffen Quarz, Kalk, Eisen- und Aluminiumoxiden besteht.

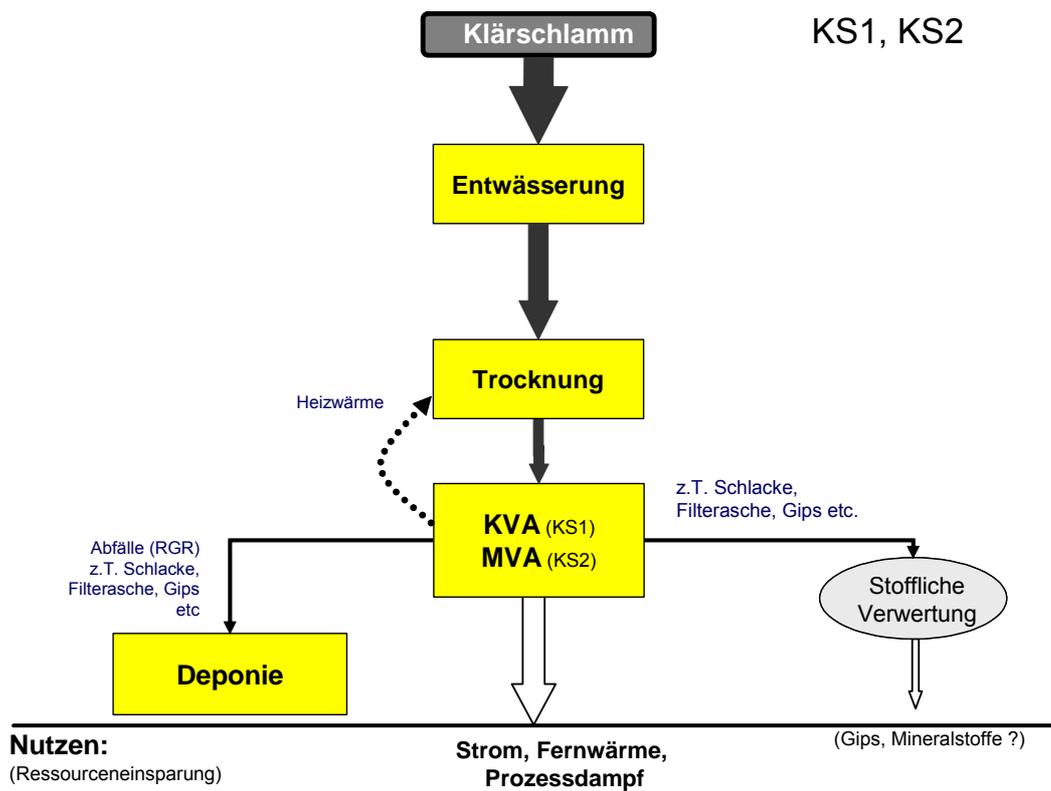


Abb. 4-14 Vereinfachtes Stoffstromschema zu den Systemvarianten KS1 und KS2.

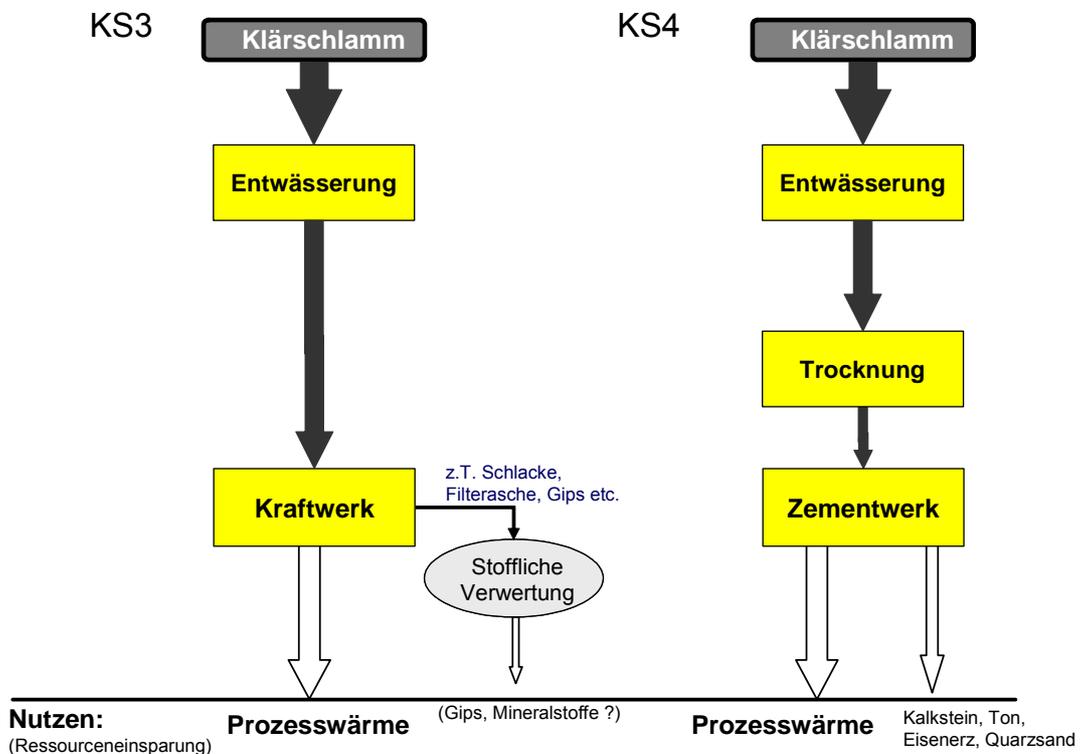


Abb. 4-15 Vereinfachtes Stoffstromschema zu den Systemvarianten KS3 und KS4.

4.2.5 Äquivalenzsysteme

Die vorangehend beschriebenen Entsorgungssysteme führen jeweils einen unterschiedlichen Nutzen mit sich. Diese liegen in der Mehrzahl im energetischen Bereich. So führt die Einspeisung des Überschussstroms einer MVA zu einer Substitution des aktuell im Bundesschnitt erzeugten Netzstroms. Fernwärme aus MVA ersetzt die üblicherweise zur Hausheizung herangezogenen Heizsysteme (Gas-, Öl-, Stromheizung). Für an Dritte abgegebenen Prozessdampf gilt dasselbe: konventionell betriebene Dampferzeuger werden ersetzt.

Bei der Mitverbrennung stellt sich die Sachlage anders dar. Da die entsprechenden Anlagen (Kraftwerke, Zementwerke) ohnedies in Betrieb sind, wird durch die Mitverbrennung letztlich in der Anlage selbst der eine Brennstoff (Kohle) durch den anderen Brennstoff (EBS) ersetzt. Dies wird auch bei der Modellierung im Rahmen dieser Untersuchung so in Ansatz gebracht.

Neben den Energieprozessen – inklusive der zugehörigen Brennstoffvorketten – sind auch stoffliche Verwertungsaspekte zu berücksichtigen. In erster Linie sind dabei die rückgewonnenen Metallschrotte zu nennen, die bei der MVA vor allem auch bei MBA/MBS/MPS abgeschieden und in den Stoffkreislauf rückgeführt werden. Aber auch mineralische Komponenten (Schlacken als Schotter, Gips, Asche im Klärschlamm als Rohmaterial im Klinkerbrennprozess) werden verwertet und erhalten damit für die Bilanz eine entsprechende Gutschrift über ein Äquivalenzsystem.

Im Folgenden werden die Äquivalenzsysteme kurz beschrieben.

4.2.5.1 Netzstrom (deutscher Mittelmix)

Die Systemgrenze des „Gesamtmoduls Netzstrom“ umfasst

- die Kraftwerksprozesse zur Stromerzeugung mit Stein- und Braunkohle, Erd-, Koks- und Hochofengas, Biomasse, sowie Kern-, Wasser- und Windkraft.
- die Brennstoffvorketten (Steinkohle, Braunkohle, Erdgas, Kokerei- und Hochofengas, Kernbrennelemente, Biomasse)
- Die Verteilung des Stroms bis zum Verbraucher mit entsprechenden Leitungs- und Umspannverlusten.

Alle vor- oder nachgelagerten Ketten sind, sofern nicht wegen Unterschreitens der Bagatellgrenze vernachlässigt, in dem Stoffstrom des Moduls enthalten. So auch die Deponierung oder Verbrennung von Abfällen (siehe Output „Deponievolumen“). Die im Modul auftretenden Abfall-Outputströme sind als Stoffströme, die in eine Verwertung gehen (z.B. als Baustoffe) zu verstehen. Die Lasten der Verwertung, aber auch die Nutzen, sind daher nicht abgebildet. Nicht berücksichtigt sind Aufwendungen der Herstellung von Kapitalgütern.

Das Netz beinhaltet auch die in gekoppelter Form erzeugte Fernwärme, deren Anteile pro Kraftwerksart ebenfalls einstellbar sind. Durch Allokation nach den exergetischen Verhältnissen erfolgt eine Zurechnung der Lasten auf die Produkte Strom und Fernwärme.

Beim Transport von den Kraftwerken zum Verbraucher erfährt der Strom Umspann- und Leitungsverluste. Die Höhe dieser Verluste hängt vom Spannungsniveau des nachgefragten Strom ab (nach Peht [2003] 2,5 % bei Hoch-, 4,1 % bei Mittel- und 6,1 % bei Niedrigspannung).

Nach den Daten der Arbeitsgemeinschaft Energiebilanzen [DIW 2004] beläuft sich der Energieträgermix im deutschen Stromnetz für das Jahr 2004 auf folgende Verteilung:

- Braunkohle 26,1 %
- Steinkohle 22,8 %
- Gas 12,6 %
- schweres Heizöl 1,02 %
- Kernkraft 28,4 %
- Wasser 3,67 %
- Wind 4,49 %
- Solar 0,09 %
- Biomasse 0,93 %

In Tab. 4-4 sind die Inventardaten für das „Modul Netzstrom“ inklusive aller Brennstoffvorketten zusammengestellt.

Tab. 4-4 Emissionsdaten zu Strom, deutscher Kraftwerksmix; Angaben beschränkt auf die Leitparameter dieser Untersuchung

Fracht		
Kohlendioxid, fossil (CO ₂)	600	g/kWh
Stickstoffoxide (als NO ₂)	0,485	g/kWh
Cadmium	2,6	µg/kWh
Quecksilber	23,6	µg/kWh
Antimon	1,6	µg/kWh
Quelle: Berechnungen des ifeu		

4.2.5.2 Heizwärme

Fernwärme aus MVA ersetzt Heizwärme, die ansonsten auf konventionellem Weg erzeugt werden müsste. Hierzu wird ein Heizwärmemix angesetzt, wie er nach Daten der Arbeitsgemeinschaft Energiebilanzen für Deutschland im Jahr 2004 als durchschnittlich anzusehen ist:

- **Hausheizungen** **88,5 %**
 - Heizöl EL 30 %
 - Erdgas 43 %
 - Biomasse 8 %
 - Strom 19 %
- **Nahwärme Heizwerke** **1,5 %**
- **Fernwärme Großkraftwerke** **10 %**

In Tab. 4-5 sind die Inventardaten für das „Modul Heizwärme“ inklusive der Brennstoffvorketten zusammengestellt.

Tab. 4-5 Emissionsdaten zu Heizwärme, deutscher Mix; Angaben beschränkt auf die Leitparameter dieser Untersuchung

Fracht			
Kohlendioxid, fossil (CO ₂)	366	g/kWh	(333)
Stickstoffoxide (als NO ₂)	0,3	g/kWh	(0,3)
Cadmium	43	µg/kWh	(16)
Quecksilber	3,4	µg/kWh	(4,9)
Antimon	1,6	µg/kWh	(0,8)
Quelle: Berechnungen des ifeu			

4.2.5.3 Prozessdampf

Von MVA an industrielle Abnehmer abgegebener Prozessdampf substituiert den dort ansonsten auf konventionellem Weg erzeugten Dampf. Dazu wird ein Brennstoffmix von je 50 % Erdgas und Heizöl unterstellt.

Tab. 4-6 Emissionsdaten zu Prozessdampferzeugung, Angaben beschränkt auf die Leitparameter dieser Untersuchung

Fracht		
Kohlendioxid, fossil (CO ₂)	290	g/kWh
Stickstoffoxide (als NO ₂)	0,275	g/kWh
Cadmium	26,5	µg/kWh
Quecksilber	4,3	µg/kWh
Antimon	1	µg/kWh

Quelle: Berechnungen des ifeu

4.2.5.4 Prozesswärme im Kraftwerk

Der Einsatz von EBS in einem Kohlekraftwerk führt gemäß der Systemannahme zu einer Substitution des Regelbrennstoffs in derselben Anlage. Die Emissionen des Regelbrennstoffeinsatzes sind in gleicher Weise eine Funktion der Brennstoffeigenschaften wie bei EBS selbst (siehe hierzu Kapitel 4.1.3): Heizwert, Kohlenstoffgehalt, Abgaserzeugung mit dem davon abhängigen Emissionsparameter NO₂ und die im Brennstoff enthaltenen Elemente (in diesem Fall Cd, Hg, Sb).

Für die zwei Varianten – Braunkohle- und Steinkohlekraftwerk – ergeben sich dabei die in Tab. 4-7 zusammengestellten Emissionsdaten. Diese begrenzen sich hier auf die Feuerung. Die Emissionen der Brennstoffvorketten sind weiter unten aufgeführt. Die Angaben sind bezogen auf das Äquivalent von 1 t EBS aus MBA-Leichtfraktion (entspricht: 21 MJ/kg).

Tab. 4-7 Emissionsdaten zum Regelbrennstoffeinsatz in Braun- und Steinkohlekraftwerk, Angaben beschränkt auf die Leitparameter dieser Untersuchung

Fracht bezogen 1 t EBS			
	SteinkohleKW	BraunkohleKW	
Steinkohle	231		kg
Braunkohle		588	kg
Kohlendioxid, fossil (CO ₂)	520	607	kg
Stickstoffoxide (als NO ₂)	0,35	0,41	kg
Cadmium	4,4	0,03	mg
Quecksilber	20,8	1,5	mg
Antimon	20,8	0,04	mg

Quelle: Berechnungen des ifeu

4.2.5.5 Prozesswärme im Zementwerk

Hier gilt grundsätzlich dasselbe, wie bei den Kraftwerken. Die Emissionen des Regelbrennstoffeinsatzes sind auch hier in gleicher Weise eine Funktion der Brennstoffeigenschaften wie bei EBS selbst (siehe hierzu Kapitel 4.1.4). Der zu Grunde gelegte Brennstoffmix für den Äquivalenzprozess beruht auf Angaben des VDZ [2004] und setzt sich zusammen aus

- Braunkohle 62 % der Brennwärme
- Steinkohle 30,5 % der Brennwärme
- Petrolkoks 7,5 % der Brennwärme

Tab. 4-8 zeigt die sich daraus ergebenden Emissionen. Diese begrenzen sich hier ebenfalls auf die Feuerung. Die Emissionen der Brennstoffvorketten sind weiter unten aufgeführt. Zu unterscheiden ist auch hier zwischen den Emissionen aus dem Brennstoff und dem Rohmehl – Letztere sind beim Regelbrennstoff identisch mit dem Fall des EBS-Einsatzes.

Tab. 4-8 Emissionsdaten zum Regelbrennstoffeinsatz im Zementwerk, Angaben beschränkt auf die Leitparameter dieser Untersuchung

Fracht bezogen auf 1 t EBS		
Steinkohle	281	kg
Braunkohle	1.450	kg
Petrolkoks	42	kg
Kohlendioxid, fossil (CO ₂)	5.000 (2.110) ^{a)}	kg
Stickstoffoxide (als NO ₂)	5.700 ^{b)}	g
Cadmium	3 (1,4) ^{a)}	mg
Quecksilber	138 (32) ^{a)}	mg
Antimon	9,9 (4,5) ^{a)}	mg

a) In Klammern, die ausschließlich aus Regelbrennstoff freigesetzten Frachten. Die Differenz entstammt dem Rohmehl;

b) NO_x ist auf Abgasvolumen bezogen

4.2.5.6 Brennstoff-, Metall- und Mineralstoffvorketten

Die Bereitstellung der substituierten Regelbrennstoffe ist gleichfalls mit Umweltbelastungen verbunden. Die verwendeten Emissionsdaten sind in Tab. 4-9 zusammengestellt.

Da die thermische Abfallentsorgung an verschiedenen Punkten auch stoffliche Verwertungen mit sich führt, sind diese über die Äquivalenzsysteme ebenfalls zu berücksichtigen. Es sind dies vor allem Schottermaterialien (Schlacken und Schmelzgranulate für

z.B. den Straßenbau), sowie die Metalle für die Schrottverwertung: Roheisen für Fe-Metall-Schrott und Rohaluminium für die überwiegend aus Aluminium bestehenden NE-Metall-Schrotte.

Tab. 4-9 Emissionsdaten zu Brennstoff-, Metall- und Mineralstoffvorketten, Angaben beschränkt auf die Leitparameter dieser Untersuchung

	Stein- kohle 1 t	Braun- kohle 1 t	Petrol- koks 1 t	Schot- termate- rial 1 t	Rohei- sen 1 t	Roh- alumi- um 1 t	
Kohlendioxid, fossil	133	34,9	368	3,9	2.400	10.600	kg
Stickoxide (als NO ₂)	1,06	0,02	1,11	0,003	7,8	27	kg
Cadmium	0,45	0,07	49,4	- ^{a)}	150	/ ^{b)}	mg
Quecksilber	<0,001	<0,001	2,0	- ^{a)}	75,5	220	mg
Antimon	<0,001	<0,001	12,8	- ^{a)}	/ ^{c)}	/ ^{b)}	mg

a) kein Datenwert, Wert als sehr niedrig und damit vernachlässigbar anzunehmen

b) kein Datenwert, Wert als eher hoch anzunehmen, Datenlücke für die Bilanzbetrachtung hier jedoch ohne erheblichen Einfluss (geringer Massenstrom an Aluminium)

c) kein Datenwert, Wert als eher hoch anzunehmen, Datenlücke für die Bilanzbetrachtung u.U. von deutlichem Einfluss.

5 Ergebnisse

5.1 Ergebnisse nach Abfallarten

5.1.1 Ergebnisse zur Restabfallbehandlung

Die Ergebnisse für die neun in Kapitel 4.2.1 beschriebenen Entsorgungsoptionen für Restabfall werden in Tab. 5-1 zusammengestellt und in den Abbildungen 5-1 bis 5-5 veranschaulicht.

Zur Interpretation der Abbildungen hilft zunächst die nachfolgende Erläuterung:

- Alle Entsorgungsprozesse – vom Transport über die Aufbereitung bis zur Verwertung oder Beseitigung der Reststoffe – sind mit **Umweltbelastungen** verbunden. Dieses Entsorgungssystem wird durch **nach oben gerichtete Balken** repräsentiert.
- Die stoffliche und energetische Verwertung von Abfällen führt zu Material- und Energieeinsparungen und in Folge dessen zu **Umweltentlastungen** an anderer Stelle im Wirtschaftskreislauf. Dieser Einspareffekt durch das Äquivalenzsystem wird mit **nach unten gerichteten Balken** abgebildet. Die Balken nach unten bestehen demnach aus den Gutschriften, die sich auf jedes substituierte Material bzw. auf die Energiesubstitution des Verwertungsprozesses beziehen.
- Die **Umweltbelastungen** durch die Aktivitäten der Abfallwirtschaft (nach oben) und die **Umweltentlastungen** durch eingesparte Primäraktivitäten (nach unten) werden miteinander verrechnet. Die Differenz zwischen Umweltbe- und -entlastung ergibt damit das **Netto-Ergebnis, die Bilanz** (schwarzer Balken), die anzeigt, ob die Beiträge des Reststoffentsorgungsszenarios die Umwelt eher belasten (Netto-Balken nach oben) oder entlasten (Netto-Balken nach unten).
- Alle Zahlenangaben in den Abbildungen und Tabellen sind auf die Entsorgung von 1 t Abfall bezogen.

Tab. 5-1 Bilanzergebnisse für die Systeme der Restabfallbehandlung (alle Angaben bezogen auf 1 t Abfall)

		RA1 (MVA)	RA2a (MBA-KW) (RR MVA)	RA2b MBA KW (RR Dep)	RA3a MBA-ZW (RR MVA)	RA3b MBA ZW (RR Dep)	RA4 (MBS-KW)	RA5 (MBS-ZW)	RA6 (MPS-KW)	RA7 (MPS-ZW)
CO ₂ (fossil)	Entsorgungssystem	435	492	366	485	367	442	443	552	563
kg/t Abfall	Äquivalenzsystem	-508	-784	-657	-792	-665	-1.132	-1.164	-1.142	-1.184
	Bilanz	-73	-292	-291	-307	-298	-690	-721	-590	-621
NO _x als NO ₂	Entsorgungssystem	0,71	0,92	0,74	1,88	1,70	0,91	2,83	1,04	2,98
kg/t Abfall	Äquivalenzsystem	-0,59	-0,89	-0,78	-1,86	-1,75	-1,24	-3,22	-1,25	-3,24
	Bilanz	0,12	0,03	-0,04	0,02	-0,05	-0,33	-0,39	-0,21	-0,26
Cadmium (Cd)	Entsorgungssystem	5,5	65,5	63,0	8,1	5,7	144,4	9,5	144,6	9,7
mg/t Abfall	Äquivalenzsystem	-32,2	-18,4	-10,3	-17,9	-9,8	-9,4	-8,4	-9,5	-8,5
	Bilanz	-26,7	47,1	52,8	-9,8	-4,0	135,0	1,1	135,1	1,3
Quecksilber (Hg)	Entsorgungssystem	15,3	36,6	32,1	69,8	65,4	50,5	122,4	57,5	130
mg/t Abfall	Äquivalenzsystem	-11,4	-16,1	-13,4	-40,3	-37,6	-22,3	-71,5	-22,5	-72,1
	Bilanz	4,0	20,5	18,7	29,6	27,8	28,2	50,9	35,0	57,8
Antimon (Sb)	Entsorgungssystem	8,6	57,9	56,1	5,8	4,1	89,7	6,4	89,9	6,7
mg/t Abfall	Äquivalenzsystem	-9,4	-12,9	-10,2	-6,3	-3,6	-17,9	-4,9	-18,1	-5,0
	Bilanz	-0,8	45,0	45,9	-0,5	0,4	71,7	1,5	71,8	1,8

RA1_MVA: Restabfall in MVA; **RA2a MBA KW (RR MVA):** Restabfall via MBA zu EBS und Einsatz im Kraftwerk, Rotterest in MVA; **RA2b MBA KW (RR Dep):** Restabfall via MBA zu EBS und Einsatz im Kraftwerk, Rotterest auf Deponie; **RA3a MBA ZW (RR MVA):** Restabfall via MBA zu EBS und Einsatz im Zementwerk, Rotterest in MVA; **RA3b MBA ZW (RR Dep):** Restabfall via MBA zu EBS und Einsatz im Zementwerk, Rotterest auf Deponie; **RA4 MBS KW:** Restabfall via MBS zu Trockenstabilat und Einsatz im Kraftwerk; **RA5 MBS ZW:** Restabfall via MBS zu Trockenstabilat und Einsatz im Zementwerk; **RA6 MPS KW:** Restabfall via MPS zu Trockenstabilat und Einsatz im Kraftwerk; **RA7 MPS ZW:** Restabfall via MPS zu Trockenstabilat und Einsatz im Zementwerk

Bezüglich **fossilen Kohlendioxids** führen alle Varianten im Netto-Ergebnis (= Bilanz - schwarzer Balken nach unten) in Abbildung 5-1 zu einem Einspareffekt.

Die MBS-Varianten (RA4 und RA5) schneiden vergleichsweise am günstigsten ab, weil durch den hohen Anteil an EBS im Kraft-/Zementwerk und die damit verbundene Kohlesubstitution hohe Gutschriften erzielt werden. Der leichte Vorteil auf Seiten des Zementwerks gegenüber dem Kraftwerk liegt dabei im Unsicherheitsbereich und ist daher nicht belastbar. Die MPS-Variante mit gleicher EBS-Menge schneidet aufgrund des Erdgasverbrauchs zur Trocknung schlechter als die ansonsten systemgleiche MBS ab.

Die MBA-Varianten sind für die Restabfallentsorgung dagegen mit geringeren Gutschriften verbunden. Die in der MBA gewonnene Menge an Ersatzbrennstoff ist etwa halb so groß wie die Ersatzbrennstoffmenge der MBS und MPS, daher fallen auch die Gutschriften geringer aus. Die Varianten RA2a und 2b zeigen im Netto-Ergebnis nahezu keinen Unterschied, obwohl die Verwertung des Rotterests in der MVA mehr CO₂-Emissionen verursacht, werden auch entsprechend viele eingespart.

Die Entsorgung von Restabfall in einer MVA schneidet in diesem Aspekt ungünstigster als die Alternativen ab. Dies liegt an der vergleichsweise geringeren Energieeffizienz der MVA gegenüber der Energiegewinnung und damit Brennstoffeinsparung im Kraftwerk oder Zementwerk. Trotzdem führt die MVA-Variante auch zu einer Entlastung von fossilen CO₂-Emissionen.

Rangfolge der Ergebnisse für CO₂ (fossil):

RA4/5 MBS (KW/ZW) → **RA6/7** MPS (KW/ZW) → **RA2a/b/3a/b** MBA (KW/ZW) → **RA1**_MVA

Das Netto-Ergebnis für die **NO_x-Emissionen** zeigt in Abbildung 5-2 geringere Einspar-effekte als bei CO₂. Für die Varianten RA1, RA2a und RA3a zeigt das Netto-Ergebnis eine Umweltbelastung, wenn auch nur eine geringe, da die Emissionen des Entsorgungssystems im Größenbereich des Äquivalenzsystems liegen.

Die Rangfolge der Ergebnisse für von NO_x und CO₂ ist sehr ähnlich. Die Behandlung in einer MBS mit anschließender Mitverbrennung des Trockenstabilats im Zementwerk zeigt sich auch in Bezug auf NO_x als beste Entsorgungsvariante für Restabfall. Gemessen an der Höhe der Emissionen sind Unterschiede zwischen den Optionen insgesamt jedoch sehr gering.

Generell zeigen die Ergebnisse der Bilanzierung für CO₂ und NO_x die Mitverbrennung im Zementwerk als etwas vorteilhafter als die Mitverbrennung im Kraftwerk. Bei den MBA-Varianten stellt sich die Entsorgung in Bezug auf NO_x positiver dar, wenn der Rotterest der MBA auf der Deponie entsorgt wird anstatt in der MVA.

Rangfolge der Ergebnisse für NO_x-Emissionen:

RA5 MBS ZW → **RA4** MBS KW → **RA7** MPS ZW → **RA6** MPS KW → **RA3b** MBA ZW (RR Dep) → **RA2b** MBA KW (RR Dep) → **RA3a** MBA ZW (RR MVA) → **RA2a** MBA KW (RR MVA) → **RA1**_MVA

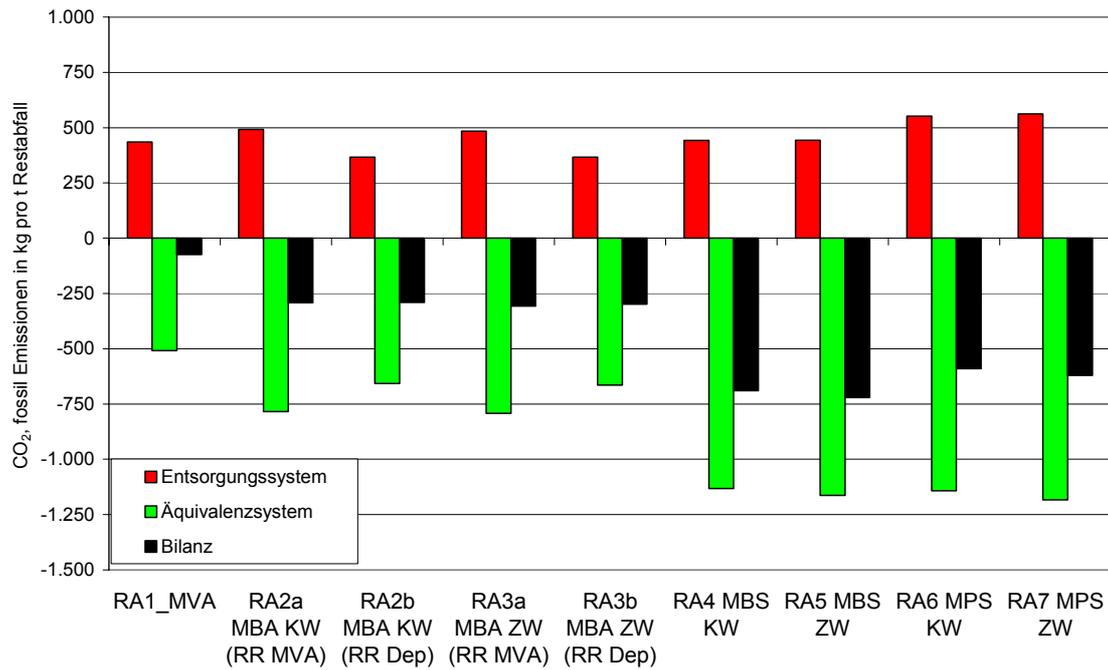


Abb. 5-1 Ergebnisse der Bilanzierung der Restabfallbehandlungsoptionen für den Leitindikator CO₂, fossil.

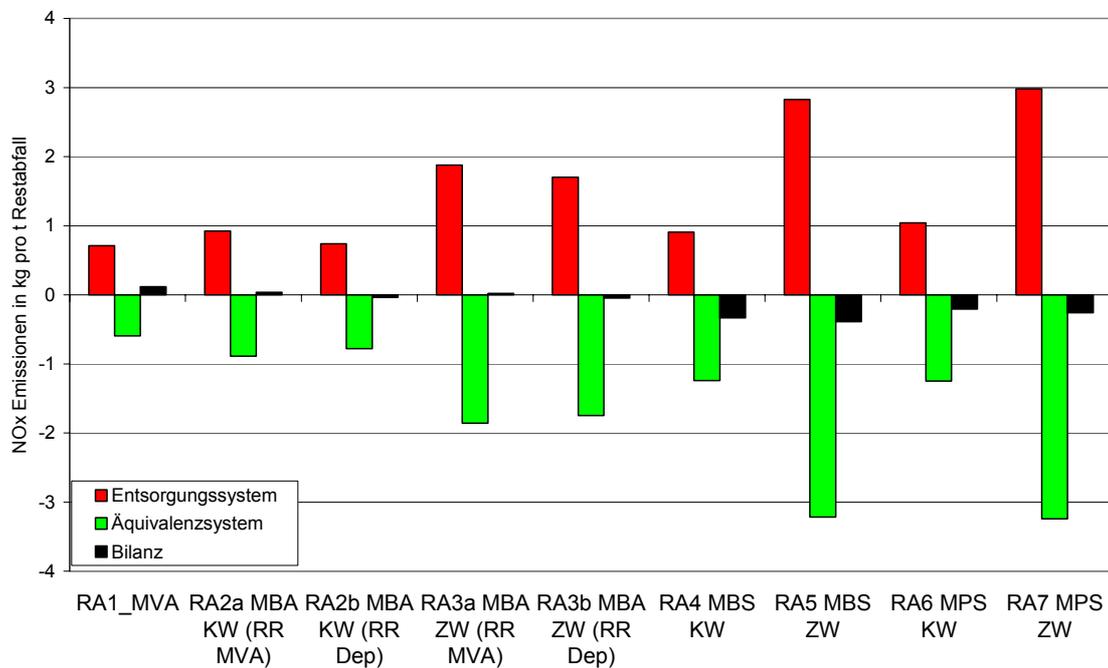


Abb. 5-2 Ergebnisse der Bilanzierung der Restabfallbehandlungsoptionen für den Leitindikator NO_x.

Die Emissionen von **Cadmium** der Restabfallentsorgungsoptionen zeigen ein gänzlich anderes Ergebnis als für CO₂ und NO_x.

Wie in Abbildung 5-3 zu sehen, ist hier die beste Entsorgungsoption die Verbrennung in einer MVA, bedingt durch die bessere Rauchgasreinigungstechnik, vor allem aber durch die Gutschrift, die u.a. die Substitution von Heizölheizungen durch Fernwärme einbezieht.

Als zweitbeste Option zeigt sich RA3a – die MBA mit EBS im Zementwerk. RA3b zeigt ebenfalls noch eine Entlastung im Netto-Ergebnis, obwohl die Entsorgung des Rotterests weniger Gutschriften aufweist.

Die Mitverbrennung im Zementwerk ist eindeutig mit geringeren Cadmiumemissionen verbunden. Das Cadmium wird stärker in den Zementklinker eingebunden, als im Kraftwerk in das Granulat Schlacke bzw. Filterstaub und REA-Produkte. So sind auch die Entsorgungsoptionen „RA5 MBS“ und „RA7 MPS“, trotz höherer Mengen an EBS, mit weniger Cd-Emissionen verbunden als die Optionen der Mitverbrennung im Kraftwerk RA2a, RA2b, RA6 und RA4.

Es ergibt sich folgende Rangfolge der Ergebnisse für Cd-Emissionen:

RA1_MVA → RA3a MBA ZW (RR MVA) → RA3b MBA ZW (RR Dep) → RA5 MBS ZW → RA7 MPS ZW → RA2a MBA KW (RR MVA) → RA2b MBA KW (RR Dep) → RA6 MPS KW → RA4 MBS KW

Die Ergebnisse zur Emission von **Quecksilber** in Abbildung 5-4 zeigen für alle Behandlungsoptionen eine Umweltbelastung.

Die Verbrennung in einer MVA ist auch hier die beste Entsorgung. Im hier angesetzten „mitteltypischen Fall“ (Emissionskonzentration im MVA-Abgas bei 10% des Grenzwerts der 17. BImSchV) liegt die Gutschrift etwas niedriger, sodass ein leichter „Emissionsüberschuss“ besteht.

Die Mitverbrennung im Kraftwerk ist im mittleren Fall mit geringeren Quecksilberemissionen verbunden als im Zementwerk. Damit ist RA4 trotz höherer EBS-Menge im Kraftwerk mit in etwa gleich hohen Quecksilberemissionen wie RA3a und RA3b verbunden. Die höchste Belastung mit Quecksilberemissionen zeigt sich bei Option RA7, der MPS mit anschließender Verbrennung im Zementwerk, was auf die Emissionen der Trocknung der MPS zurückzuführen ist.

Rangfolge der Ergebnisse für Hg-Emissionen:

RA1_MVA → RA2b MBA KW (RR Dep) → RA2a MBA KW (RR MVA) → RA3b MBA ZW (RR Dep) → RA4 MBS KW → RA3a MBA ZW (RR MVA) → RA6 MPS KW → RA5 MBS ZW → RA7 MPS ZW

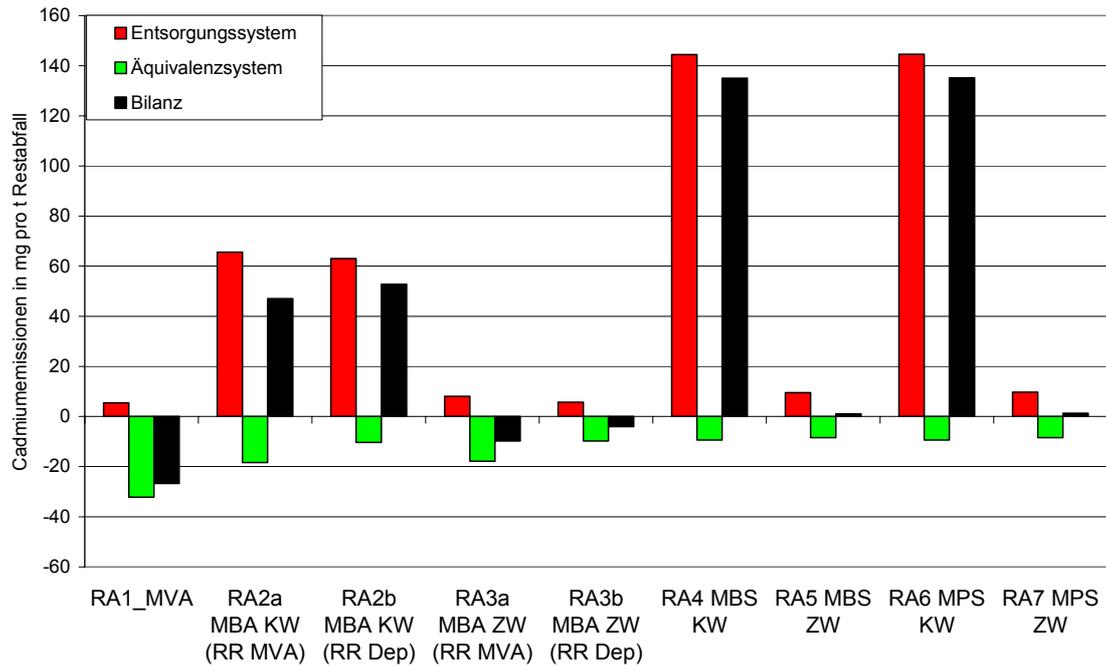


Abb. 5-3 Ergebnisse der Bilanzierung der Restabfallbehandlungsoptionen für den Leitindikator Cadmiumemissionen.

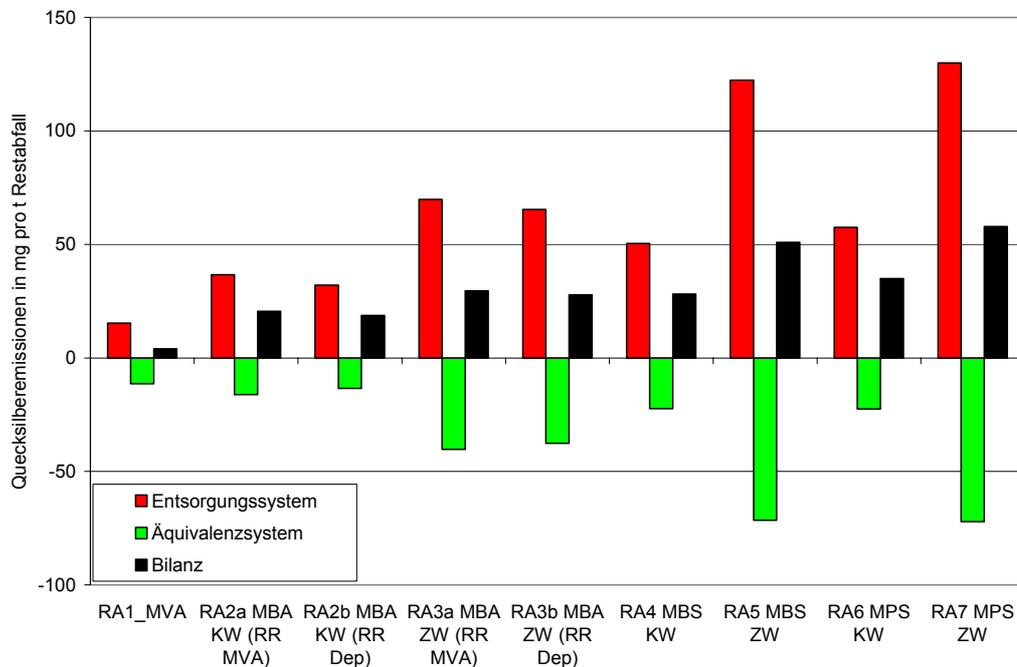


Abb. 5-4 Ergebnisse der Bilanzierung der Restabfallbehandlungsoptionen für den Leitindikator Quecksilberemissionen.

Die Abbildung 5-5 zeigt die Ergebnisse der Bilanzierung für **Antimonemissionen**. Sie weisen die gleiche Tendenz wie die Cadmiumemissionen auf. Auch hier ist die MVA Variante die beste Entsorgungsoption und die Szenarien der Mitverbrennung im Zementwerk zeigen in der Netto Bilanz ähnlich niedrige Sb-Emissionen.

Antimon wird ebenfalls in den Zementklinker eingebunden. Die Netto-Bilanz für die Zementwerke als auch die MVA ist nahe Null, da das Entsorgungssystem und das Äquivalenzsystem nahezu gleich hohe Antimonemissionen aufweisen.

Dagegen zeigen alle Entsorgungsoptionen im Kraftwerk eine hohe Umweltbelastung auf. Die Optionen RA4 und RA6 stellen die ungünstigsten Entsorgungsvarianten dar. Die Gutschriften im Äquivalenzsystem durch die Substitution von Kohle sind vergleichsweise niedrig, bedingt durch geringere Sb-Gehalte von Kohle im Vergleich zu EBS.

Interessant ist der Vergleich des unterschiedlichen Verhaltens von Sb und Cd bei der MBA-Sortierung. So ist der Unterschied zwischen MBA und MBS/MPS bei Cd deutlich größer, da Cd-reiche Fraktionen im EBS bei einer MBA vermieden werden können, während Sb sich typischerweise im EBS anreichert. Die Stabilete dagegen stellen jeweils die maximale Anreicherung der Schwermetalle dar.

Rangfolge der Ergebnisse für Sb-Emissionen:

RA1_MVA → **RA3a MBA ZW (RR MVA)** → **RA3b MBA ZW (RR Dep)** → **RA5 MBS ZW** → **RA7 MPS ZW** → **RA2a MBA KW (RR MVA)** → **RA2b MBA KW (RR Dep)** → **RA4 MBS KW** → **RA6 MPS KW**

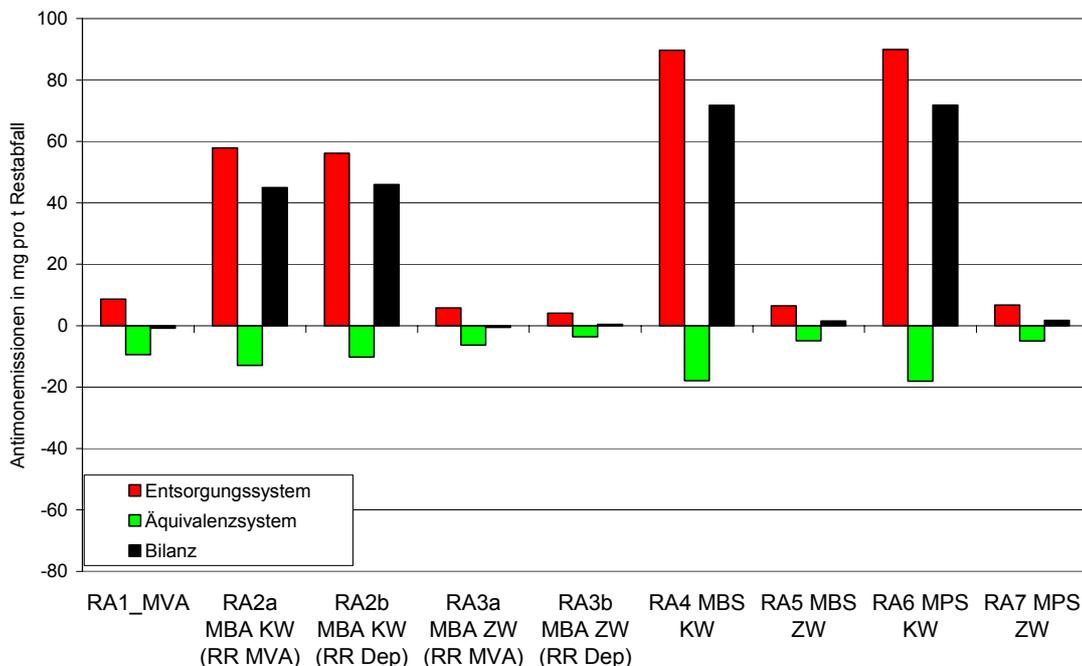


Abb. 5-5 Ergebnisse der Bilanzierung der Restabfallbehandlungsoptionen für den Leitindikator Antimonemissionen.

5.1.2 Ergebnisse zur Behandlung von hausmüllähnlichen Gewerbeabfällen

Für die hausmüllähnlichen Gewerbeabfälle (HMG) werden die beiden Fraktionen PPK-reich (Papier, Pappe, Karton-reich) und Kunststoffreich unterschieden. Sie unterscheiden sich damit, wie in Kapitel 3.2 aufgeführt neben der Elementarzusammensetzung besonders auch im Heizwert.

Es werden folgende Szenarien mit folgenden Abkürzungen unterschieden:

HMG1 PPK MVA	PPK-reicher HMG in MVA
HMG2 PPK KW	PPK-reicher HMG via MBA zu EBS und Einsatz in Kraftwerk
HMG3 PPK ZW	PPK-reicher HMG zu EBS und Einsatz in Zementwerk
HMG4 KS MVA	Kunststoffreicher HMG in MVA
HMG5 KS KW	Kunststoffreicher HMG via MBA zu EBS und Einsatz in Kraftwerk
HMG5 KS ZW	Kunststoffreicher HMG zu EBS und Einsatz in Zementwerk

Tab. 5-2 Bilanzergebnisse für die Systeme der Behandlung von hausmüllähnlichen Gewerbeabfällen

		HMG1 (PPK-reich MVA)	HMG2 (PPK-reich EBS-KW)	HMG3 (PPK-reich EBS-ZW)	HMG4 (KS-reich MVA)	HMG5 (KS-reich EBS-KW)	HMG6 (KS-reich EBS-ZW)
CO ₂ (fossil) kg/t Abfall	Ents.	488	425	425	640	536	535
	Äqui.	-571	-868	-878	-625	-962	-972
	Bilanz	-83	-442	-453	15	-426	-437
NO _x als NO ₂ kg/t Abfall	Ents.	0,80	0,89	2,26	0,87	0,95	2,49
	Äqui.	-0,62	-0,93	-2,32	-0,67	-1,01	-2,56
	Bilanz	0,17	-0,04	-0,06	0,20	-0,06	-0,07
Cadmium (Cd) mg/t Abfall	Ents.	9,3	125,7	9,2	15,1	245,6	15,9
	Äqui.	-36,2	-10,5	-9,8	-39,6	-11,4	-10,5
	Bilanz	-27,0	115,2	-0,6	-24,6	234,2	5,4
Quecksilber (Hg) mg/t Abfall	Ents.	17,2	46,2	95,6	18,9	82,6	147,1
	Äqui.	-12,6	-17,2	-51,7	-13,7	-19,0	-57,5
	Bilanz	4,6	29,0	43,9	5,2	63,6	89,6
Antimon (Sb) mg/t Abfall	Ents.	8,8	83,1	5,4	11,1	117,9	6,6
	Äqui.	-11,0	-14,2	-4,8	-12,1	-15,8	-5,3
	Bilanz	-2,2	68,9	0,7	-1,0	102,1	1,2

In Abbildung 5-6 sind die Ergebnisse der Bilanzierung der 6 bzw. 3 Entsorgungsoptionen für hausmüllähnliche Gewerbeabfälle für die Emission von **fossilem Kohlendioxid** aufgeführt.

Die Mitverbrennungsoptionen im Zementwerk oder Kohlekraftwerk zeigen sich sowohl bei kunststoffreichen, als auch PPK-reichem HMG als bessere Behandlungsoptionen gegenüber der MVA. Die hohen Substitutionseffekte der Mitverbrennung führen im Netto-Ergebnis zu einer Entlastung von CO₂-Emissionen.

Die marginal höheren Einspareffekte der Zementwerk-Szenarien gegenüber der Mitverbrennung im Kraftwerk beruhen auf den jeweils unterschiedlich angesetzten Regelbrennstoffen in den Äquivalenzsystemen. Sie stellen keinen als belastbar zu nennenden Unterschied zwischen den beiden Mitverbrennungsoptionen dar.

Die Verbrennung in der MVA dagegen weist im Netto-Ergebnis eine geringere Entlastung bei HMG1 und bei kunststoffreichem HMG sogar eine Belastung in der Gesamtbilanz auf. Dies ist bedingt durch geringere Gutschriften, aber auch etwas höhere CO₂-Emissionen der MVA (100% Verbrennung gegenüber einem Sortierrest bei der Mitverbrennung).

Rangfolge der Ergebnisse für CO₂-Emissionen:

PPK: HMG2/3 (KW/ZW) → HMG1 (MVA)

KS: HMG5/6 (KW/ZW) → HMG4 (MVA)

Das Ergebnis für die **Stickoxidemission** in Abbildung 5-7 zeigt die gleiche Rangfolge wie CO₂. Auch hier sind die Mitverbrennungsvarianten mit der geringsten Umweltwirkung verbunden. Das Zementwerk stellt sowohl für PPK-reichen als auch kunststoffreichen HMG die günstigste Entsorgungsoption dar, dicht gefolgt von der Kraftwerksoption. Für den Leitindikator NO_x sind die Einspareffekte jedoch sehr viel geringer als für CO₂, da die Emissionen des Entsorgungssystems und des Äquivalenzsystems nah beieinander liegen. Für die MVA Szenarien HMG1 und HMG4 als ungünstigste Optionen zeigt das Netto-Ergebnis eine Umweltbelastung auf.

Rangfolge der Ergebnisse für NO_x-Emissionen:

PPK: HMG2/3 (KW/ZW) → HMG1 (MVA)

KS: HMG5/6 (KW/ZW) → HMG4 (MVA)

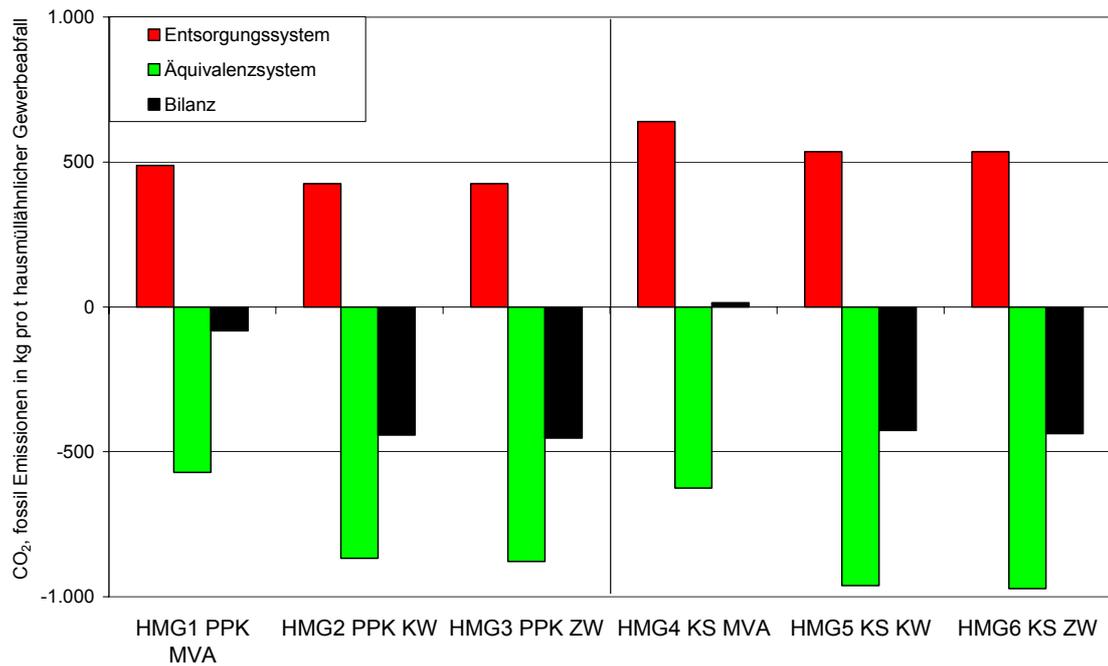


Abb. 5-6 Ergebnisse der Bilanzierung der Behandlungsoptionen von hausmüll-ähnliche Gewerbeabfällen für den Leitindikator CO₂, fossil.

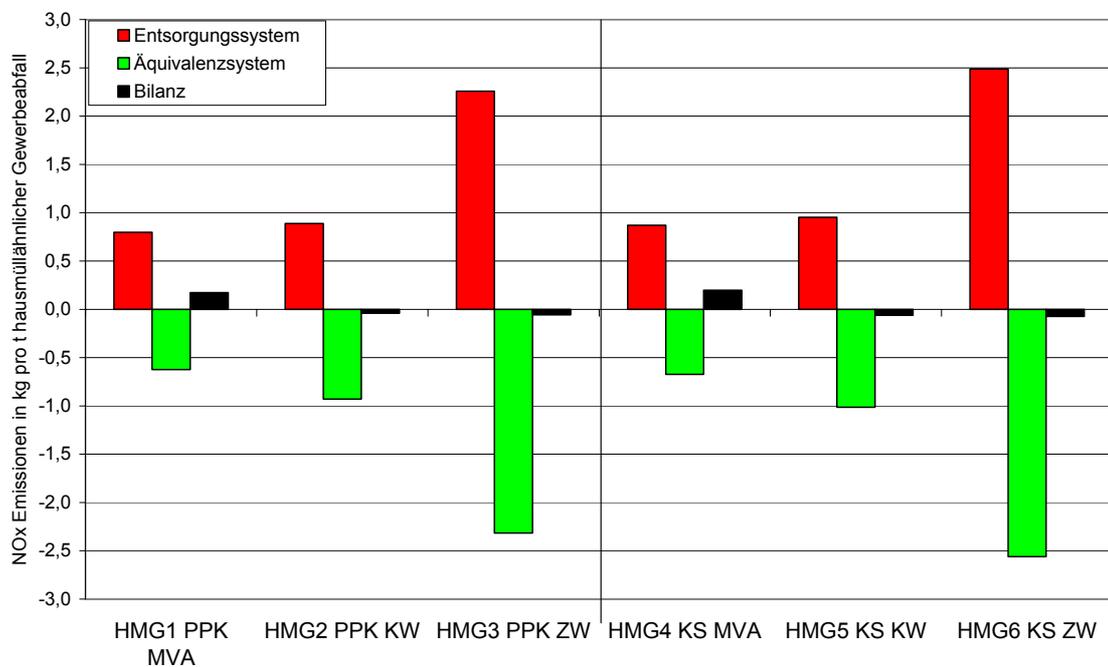


Abb. 5-7 Ergebnisse der Bilanzierung der Behandlungsoptionen von hausmüll-ähnliche Gewerbeabfälle für den Leitindikator NOx-Emissionen.

Wie beim Restabfall kehrt sich für die Schwermetallemissionen das Ergebnis der Bilanz um, d.h. die Verbrennung in der MVA mit höherer Rauchgasreinigungsleistung stellt die beste Entsorgungsvariante dar.

Die Mitverbrennung im Zementwerk ist hinsichtlich der **Cadmiumemissionen** die zweitbeste Variante, wie Abbildung 5-8 zeigt. Für das Szenario HMG3 liegt die Bilanz bei Null, da die Cd-Emissionen des Entsorgungs- und Äquivalenzsystems gleich groß sind. Die ungünstigste Entsorgungsoption stellt die Mitverbrennung im Kraftwerk dar, sie ist nur mit geringen Gutschriften verbunden und zeigt dementsprechend eine vergleichsweise hohe Umweltbelastung im Gesamtergebnis.

Rangfolge der Ergebnisse für Cd-Emissionen:

PPK: HMG1 MVA → HMG3 ZW → HMG2 KW

KS: HMG4 MVA → HMG6 ZW → HMG5 KW

Für die **Quecksilberemissionen** zeigt sich wieder eine etwas andere Tendenz. Sämtliche Netto-Ergebnisse führen zu einer Umweltbelastung, wobei auch hier die Entsorgung in einer MVA mit den geringsten Hg-Emissionen verbunden ist.

Zweitbeste Option ist die Mitverbrennung im Kraftwerk. Als ungünstigste Option zeigt sich hinsichtlich der Hg-Emissionen das Zementwerk, dessen Abscheideraten für Hg vergleichsweise schlecht sind. So dass das Entsorgungssystem mit der HMG Verbrennung weit höhere Emissionen als das Äquivalenzsystem mit dem Brennstoff Kohle aufweist.

Rangfolge der Ergebnisse für Hg-Emissionen:

PPK: HMG1 MVA → HMG2 KW → HMG3 ZW

KS: HMG4 MVA → HMG5 KW → HMG6 ZW

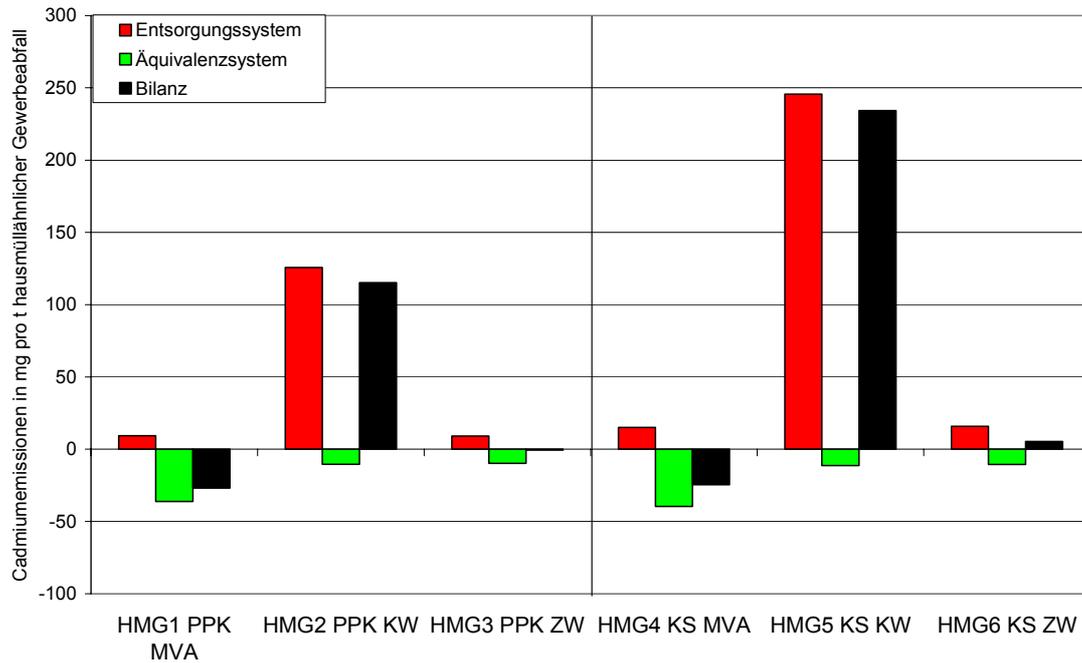


Abb. 5-8 Ergebnisse der Bilanzierung der Behandlungsoptionen von hausmüllähnliche Gewerbeabfälle für den Leitindikator Cadmiumemissionen.

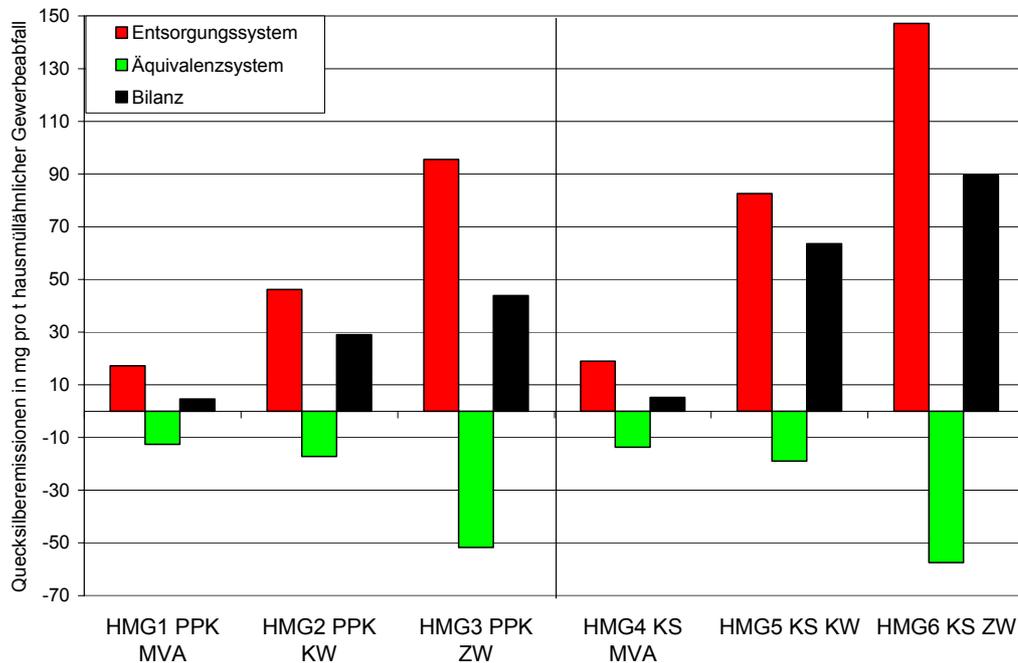


Abb. 5-9 Ergebnisse der Bilanzierung der Behandlungsoptionen von hausmüllähnliche Gewerbeabfälle für den Leitindikator Quecksilberemissionen.

Die Ergebnisse für die **Antimonemissionen** in Abbildung 5-10 zeigen wieder die Reihenfolge wie für Cadmium. Die MVA stellt die beste Entsorgungsoption dar. Sie ist mit einer leichten Umweltentlastung verbunden. Die Mitverbrennung im Zementwerk ist die zweitbeste Option, wie Cadmium wird auch Antimon im Zementklinker eingebunden und wird nicht emittiert. Das Netto-Ergebnis liegt nahe bei Null. Die höchste Belastung mit Antimonemissionen ist mit der Entsorgung im Kraftwerk gegeben. Den hohen Sb-Emissionen im Entsorgungssystem stehen nur geringe Gutschriften gegenüber.

Rangfolge der Ergebnisse für Sb-Emissionen:

HMG1 PPK MVA → HMG3 PPK ZW → HMG2 PPK KW

HMG4 KS MVA → HMG6 KS ZW → HMG5 KS KW

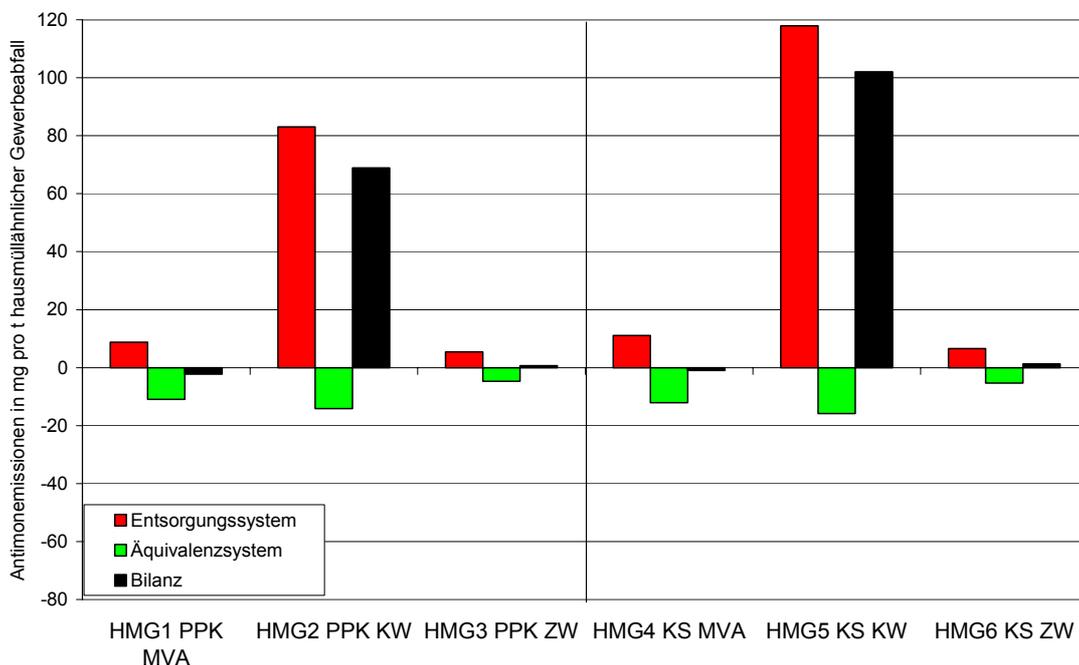


Abb. 5-10 Ergebnisse der Bilanzierung der Behandlungsoptionen von hausmüll-ähnliche Gewerbeabfälle für den Leitindikator Antimonemissionen.

5.1.3 Ergebnisse zur Sperrmüllbehandlung

Für die Bilanzierung der Sperrmüllbehandlung wurden die folgenden drei Szenarien betrachtet.

SM1 MVA	Sperrmüll in MVA
SM2 KW	Sperrmüll in via Sortierung zu EBS und Einsatz in Kraftwerk
SM3 ZW	Sperrmüll in via Sortierung zu EBS und Einsatz in Zementwerk

Tab. 5-3 Bilanzergebnisse für die Systeme der Sperrmüllbehandlung

		SM1 (MVA)	SM2 (EBS-KW)	SM3 (EBS-ZW)
CO ₂ (fossil) kg/t Abfall	Entsorgungssystem	497	492	494
	Äquivalenzsystem	-807	-1.377	-1.377
	Bilanz	-310	-885	-883
NO _x als NO ₂ kg/t Abfall	Entsorgungssystem	0,90	1,19	3,07
	Äquivalenzsystem	-1,07	-1,61	-3,47
	Bilanz	-0,17	-0,42	-0,39
Cadmium (Cd) mg/t Abfall	Entsorgungssystem	2,8	29,1	5,2
	Äquivalenzsystem	-35,8	-27,5	-26,5
	Bilanz	-33,0	1,6	-21,3
Quecksilber (Hg) mg/t Abfall	Entsorgungssystem	16,0	17,8	74,0
	Äquivalenzsystem	-20,3	-28,4	-74,7
	Bilanz	-4,3	-10,6	-0,7
Antimon (Sb) mg/t Abfall	Entsorgungssystem	15,2	74,1	8,4
	Äquivalenzsystem	-32,5	-21,9	-9,0
	Bilanz	-17,3	52,1	-0,6

Die Ergebnisse der berechneten Entsorgungsoptionen für Sperrmüll zeigen ein ähnliches Bild, wie die HMG- und Restabfallentsorgung.

Für die **CO₂, fossil** Emissionen haben die beiden Mitverbrennungsoptionen im Kraftwerk und Zementwerk höhere Gutschriften als die Verbrennung in der MVA, wie in Abbildung 5-11 zu sehen. Die Mitverbrennung im Kraftwerk ist minimal besser als das Zementwerk. Generell zeigen alle 3 Entsorgungsoptionen eine Nettoentlastung der Umwelt, da jeweils die Äquivalenzsysteme eine höhere Substitution und damit Entlastung zeigen als das Entsorgungssystem.

Rangfolge der Ergebnisse für CO₂-Emissionen:

SM2/3 (KW, ZW) → SM1 MVA

Bei den **NO_x-Emissionen** in Abbildung 5-12 zeigen ebenfalls alle 3 Optionen eine leichte Entlastung. Die Optionen liegen insgesamt recht nah beieinander, wobei die MVA die ungünstigste Variante darstellt und das Kraftwerk die beste.

Rangfolge der Ergebnisse für NO_x-Emissionen:

SM2 KW → SM3 ZW → SM1 MVA

Etwas anders sieht das Bild für die **Cadmiumemissionen** aus, hier ist die Müllverbrennungsanlage mit guter Rauchgasreinigung wieder die beste Entsorgungsoption, gefolgt vom Zementwerk, wo Cd in den Klinker eingebunden wird und sich so ebenfalls eine Gesamtentlastung im Nettoergebnis zeigt. Dagegen ist die Mitverbrennung im Kraftwerk im Entsorgungssystem mit hohen Cadmiumemissionen verbunden, denen nur geringere Gutschriften gegenüberstehen, so dass die Netto-Bilanz für das Szenario SM2 KW positiv ist und damit eine Umweltbelastung darstellt.

Rangfolge der Ergebnisse für Cd-Emissionen:

SM1 MVA → SM3 ZW → SM2 KW

Die **Quecksilberemissionen** sind dagegen auch bei diesem Abfall im Zementwerk am höchsten, was damit die ungünstigste Option darstellt. Es zeigt sich zwar noch eine leichte Entlastung im Nettoergebnis. Dagegen zeigt das Kraftwerk die höchste Entlastung und ist damit die beste Entsorgungsoption, noch vor der MVA. Dies ist eine Umkehr der Ergebnisse gegenüber den anderen Abfallarten, wo die MVA für die Schwermetalle stets die beste Option darstellte. Der Grund dafür liegt in der Modellannahme für die Hg-Abscheidung in der MVA, wonach unabhängig von der Eingangskonzentration ein „Standard-Betriebswert“ für die Reingaskonzentration (ca. Faktor 10 unter Grenzwert der 17. BImSchV) angesetzt wird. Bei niedrigen Quecksilbergehalten, wie sie im Sperrmüll angesetzt sind, gleicht sich die Transferrate von MVA und Kraftwerk daher an. Ausschlag für den Vorteil des Kraftwerks liefert dann die höhere Einsparung durch die Steinkohlesubstitution.

Rangfolge der Ergebnisse für Hg-Emissionen:

SM2 KW → SM1 MVA → SM3 ZW

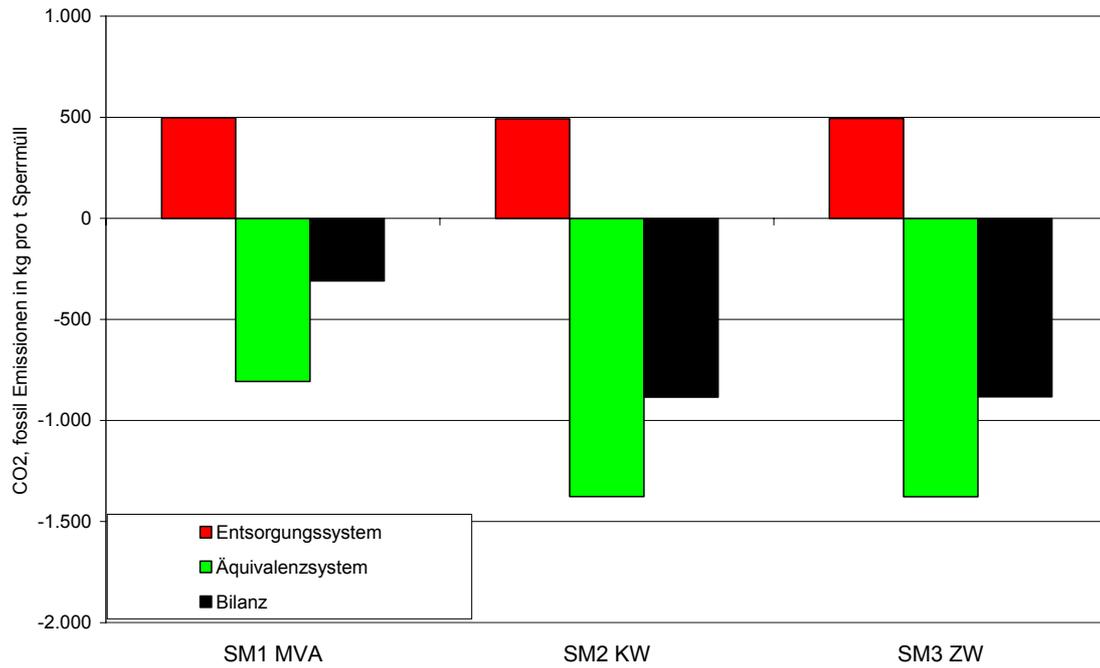


Abb. 5-11 Ergebnisse der Bilanzierung der Sperrmüll-Behandlungsoptionen für den Leitindikator CO₂, fossil Emissionen.

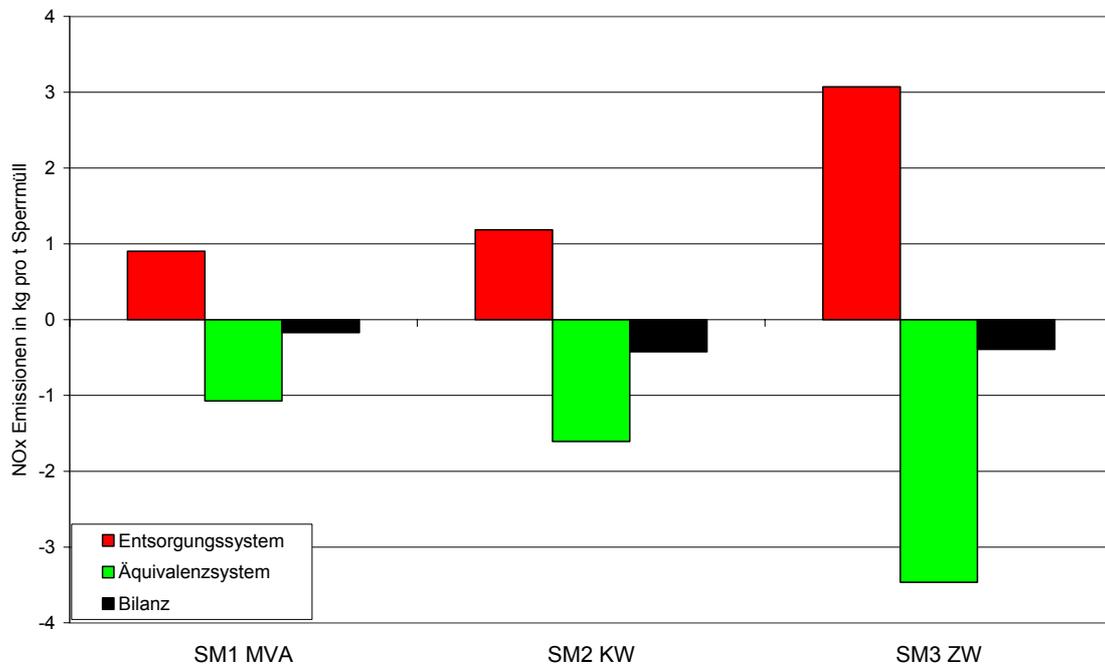


Abb. 5-12 Ergebnisse der Bilanzierung der Sperrmüll-Behandlungsoptionen für den Leitindikator NO_x-Emissionen.

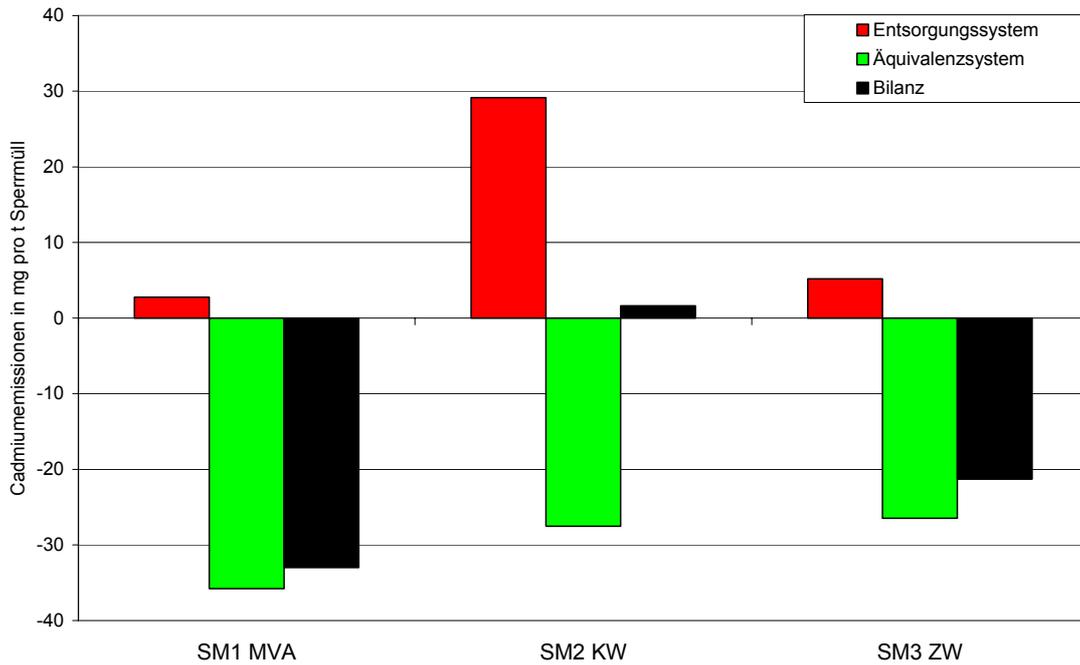


Abb. 5-13 Ergebnisse der Bilanzierung der Sperrmüll-Behandlungsoptionen für den Leitindikator Cadmiumemissionen.

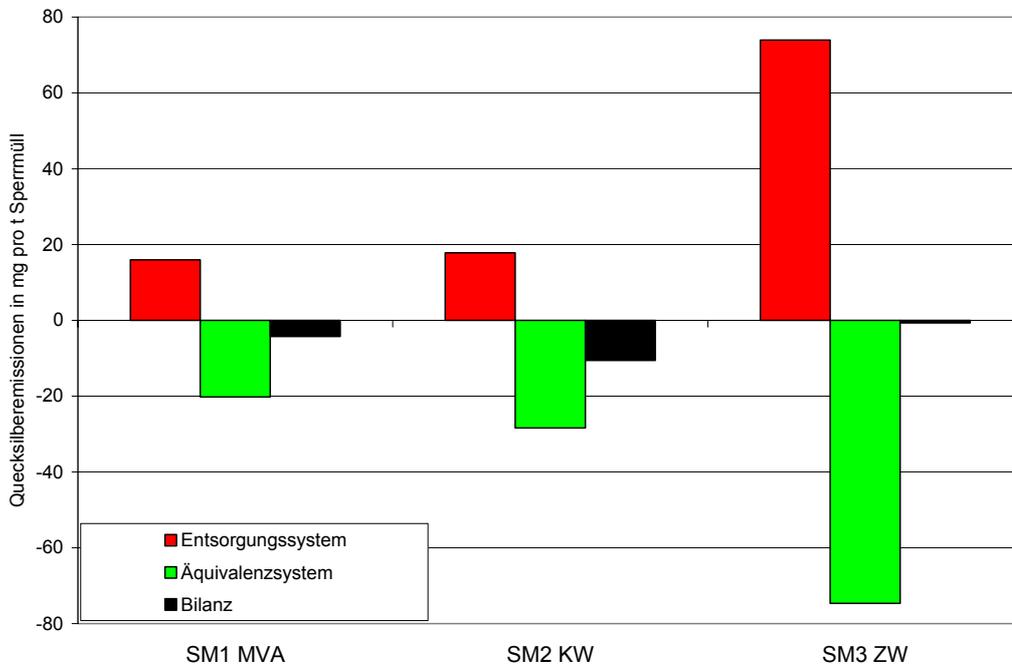


Abb. 5-14 Ergebnisse der Bilanzierung der Sperrmüll-Behandlungsoptionen für den Leitindikator Quecksilberemissionen.

Wie Abbildung 5-15 zeigt, ist hinsichtlich der **Antimonemissionen** die Entsorgungsoption „SM1 MVA“ die beste Variante mit einer Netto-Entlastung. Die Mitverbrennung im Kraftwerk stellt die ungünstigste Option dar, da den hohen Antimonemissionen des Entsorgungssystems nur geringe Gutschriften gegenüberstehen – die Netto-Bilanz ist positiv. Die Entsorgung im Zementwerk ist die zweitbeste Option mit einer Netto-Bilanz nahe 0, da das Entsorgungssystem und das Äquivalenzsystem nahezu gleich hohe Antimonemissionen aufweisen. Antimon wird wie Cadmium in den Zementklinker eingebunden.

Rangfolge der Ergebnisse für Sb-Emissionen:

SM1 MVA → SM3 ZW → SM2 KW

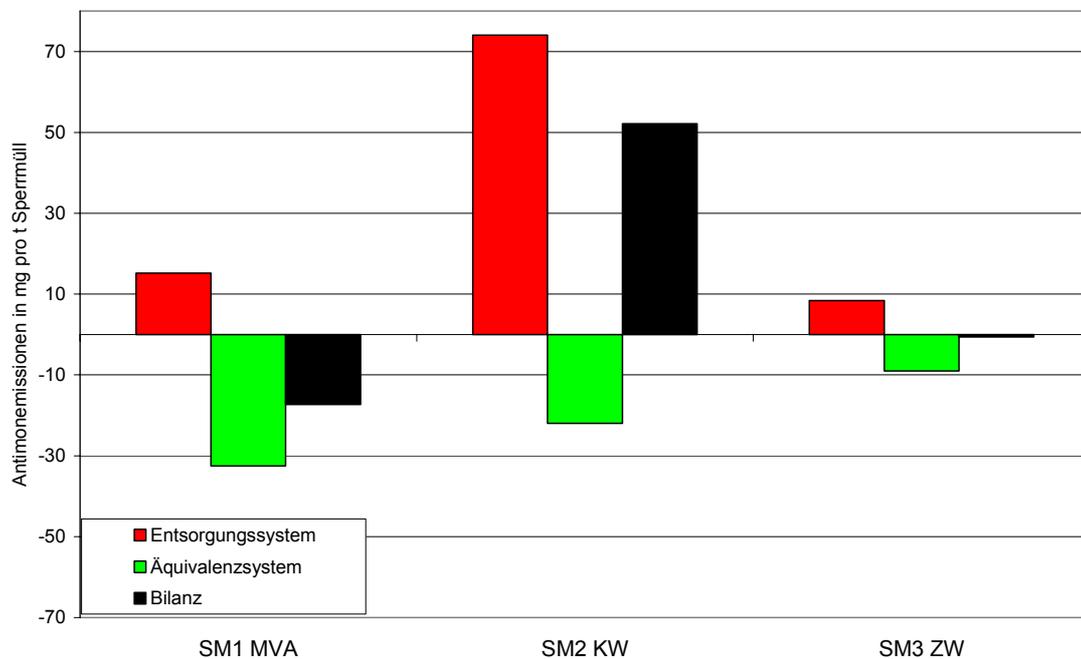


Abb. 5-15 Ergebnisse der Bilanzierung der Sperrmüll-Behandlungsoptionen für den Leitindikator Antimonemissionen.

5.1.4 Ergebnisse zur Klärschlammbehandlung

Es werden vier Szenarien mit folgenden Abkürzungen unterschieden:

KS1 Mono	Klärschlamm Monoverbrennung
KS2 MVA	Klärschlamm Mitverbrennung in MVA
KS3 KW	Klärschlamm Mitverbrennung im Kraftwerk (50% Steinkohle, 50% Braunkohle)
KS4 ZW	Klärschlamm Mitverbrennung im Zementwerk

Tab. 5-4 Bilanzergebnisse für die Systeme der Klärschlammbehandlung

		KS1 (Mono)	KS2 (MVA)	KS3 (KW)	KS4 (ZW)
CO ₂ (fossil) kg/t Abfall	Entsorgungssystem	8	8	4	72
	Äquivalenzsystem	0	-8	-10	-77
	Bilanz	8	0	-6	-5
NO _x als NO ₂ kg/t Abfall	Entsorgungssystem	0,03	0,03	0,03	0,04
	Äquivalenzsystem	0	-0,01	-0,01	-0,02
	Bilanz	0,03	0,02	0,02	0,02
Quecksilber (Hg) mg/t Abfall	Entsorgungssystem	0,11	0,045	1,58	0,14
	Äquivalenzsystem	0	-0,88	-0,043	-0,080
	Bilanz	0,11	-0,83	1,54	0,06
Cadmium (Cd) mg/t Abfall	Entsorgungssystem	0,86	0,55	6,7	14,0
	Äquivalenzsystem	0	-0,085	-0,25	-3,0
	Bilanz	0,86	0,47	6,4	11,0
Antimon (Sb) mg/t Abfall	Entsorgungssystem	0,011	0,0048	0,30	0,17
	Äquivalenzsystem	0	-0,033	-0,11	-0,071
	Bilanz	0,011	-0,028	0,19	0,10

Die Abb. 5-16 zeigt die CO₂, fossil Emissionen der verschiedenen Klärschlamm-Behandlungsoptionen. Bei der Klärschlamm-Monoverbrennung ist die Energiebilanz ausgeglichen, weswegen keine Gutschrift in Rechnung gebracht wird. Durch die Aufwendungen der Trocknung (Stromverbrauch, da Trocknungswärme von der Verbrennung selbst gespeist wird) stellt sich das Szenario KS1 Mono sich als ungünstigste Entsorgungsoption dar.

Bei der Verbrennung in der MVA fallen zunächst die gleichen Aufwendungen an. Da diese System-Emissionen gleich hoch sind wie die Gutschriften (Strom, Fernwärme), fällt die Netto-Bilanz neutral aus.

Die Mitverbrennung im Kraftwerk ist mit geringeren CO₂-Emissionen verbunden, als das Zementwerk und zeigt auch in der Gesamtbilanz ein besseres Ergebnis, mit einer Entlastung. Dies ist bedingt durch die zusätzliche Trocknung vor dem Zementwerk, was mit zusätzlichen CO₂-Emissionen verbunden ist – der getrocknete Klärschlamm hat einen höheren Heizwert, was die höheren Gutschriften im Zementwerk zeigen. Die Netto-Bilanz der Zementwerkoption „KS4 ZW“ zeigt jedoch eine geringere Entlastung als das Kraftwerk und ist so auf Rang 2.

Rangfolge der Ergebnisse für CO₂-Emissionen:

KS3 KW → KS4 ZW → KS2 MVA → KS1 Mono

Die Ergebnisse der Stickoxidemissionen in Abb. 5-17 zeigen über alle Optionen eine Umweltbelastung. Die Rangfolge ist identisch mit der von CO₂, fossil, jedoch liegen die Ergebnisse für das Zementwerk, Kraftwerk und die MVA für NO_x sehr nah beieinander. Die Entsorgungsoption KS4 ZW zeigt auch hier die höchsten Gutschriften, bedingt durch die Vortrocknung und den damit höheren Heizwert des Klärschlammes, was aber auch mit höhere Emissionen für das Entsorgungssystem verbunden ist.

Rangfolge der Ergebnisse für NO_x-Emissionen:

KS3 KW / KS4 ZW / KS2 MVA → KS1 Mono

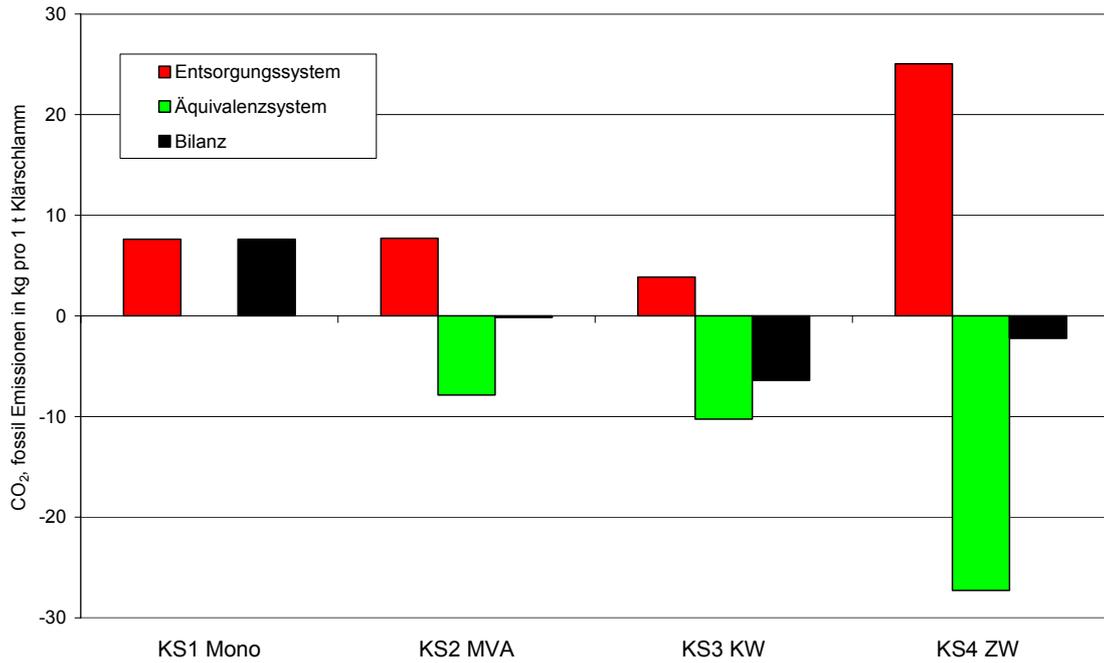


Abb. 5-16 Ergebnisse der Bilanzierung der Klärschlamm-Behandlungsoptionen für den Leitindikator CO₂, fossil.

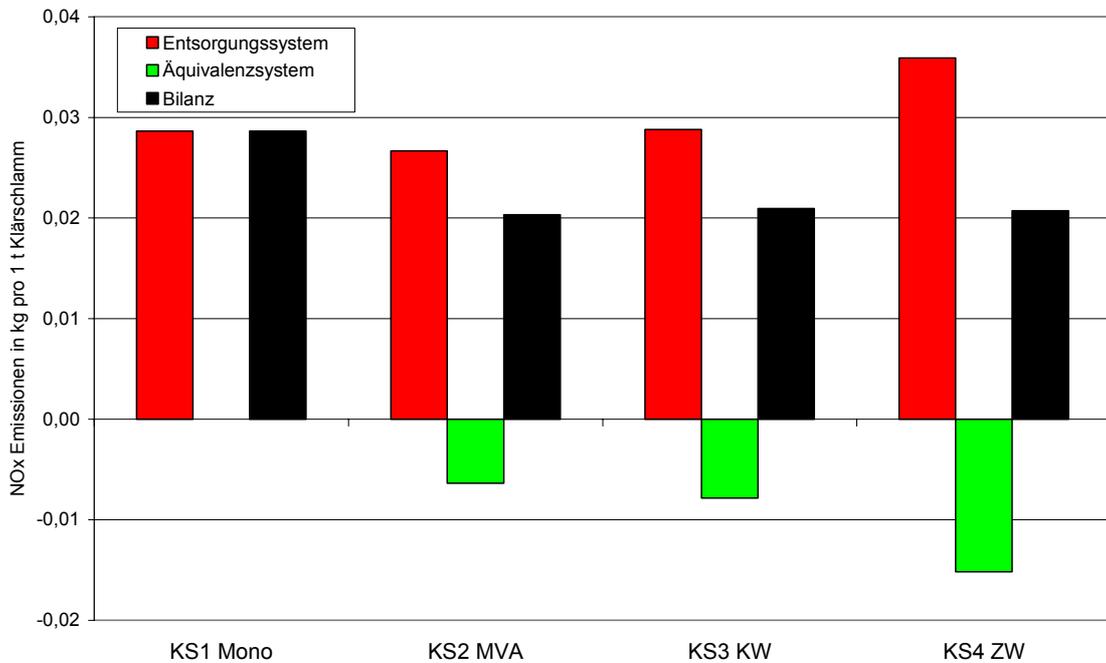


Abb. 5-17 Ergebnisse der Bilanzierung der Klärschlamm-Behandlungsoptionen für den Leitindikator NO_x-Emissionen.

Ein anderes Bild zeigen die Cadmiumemissionen der Klärschlammbehandlungsoptionen in Abb. 5-18. Die Mitverbrennung im Kraftwerk ist mit der höchsten Cadmiumbelastung verbunden, den hohen Systememissionen stehen nur geringe Gutschriften gegenüber, da der geringe Heizwert des Klärschlammes nur wenig Kohle substituiert. Die beste Entsorgungsvariante hinsichtlich Cadmiums ist, wie auch für die anderen Abfälle, durch die gute Rauchgasreinigung „KS2 MVA“ die Verbrennung in der MVA.

Durch die Einbindung des Cadmiums im Zementklinker kommt die Mitverbrennung im Zementwerk an zweiter Stelle. Die geringe Umweltbelastung liegt dicht bei den Cadmiumemissionen der Monoverbrennung, ebenfalls bedingt durch eine gute Rauchgasreinigung.

Rangfolge der Ergebnisse für Cd-Emissionen:

KS2 MVA → KS4 ZW / KS1 Mono → KS3 KW

Wie für die anderen Abfälle sind auch hier die Quecksilberemissionen der MVA mit den geringsten Umweltbelastungen verbunden. Die Hg-Emissionen der Mono-Verbrennung sind auf einem ähnlich niedrigen Niveau. Die geringen Gutschriften der Klärschlamm-entsorgung durch den geringen Heizwert zeigen für alle Entsorgungsoptionen eine Umweltbelastung. Die Mitverbrennung im Zementwerk zeigt zwar die höchsten Gutschriften, bedingt insbesondere durch die Vortrocknung, aber die Nettobilanz ist am schlechtesten. Die relativ niedrigen Abscheideraten im Zementwerk bewirken hier, dass die Mitverbrennung im Kraftwerk vorteilhafter ist.

Rangfolge der Ergebnisse für Hg-Emissionen:

KS2 MVA → KS1 Mono → KS3 KW → KS4 ZW

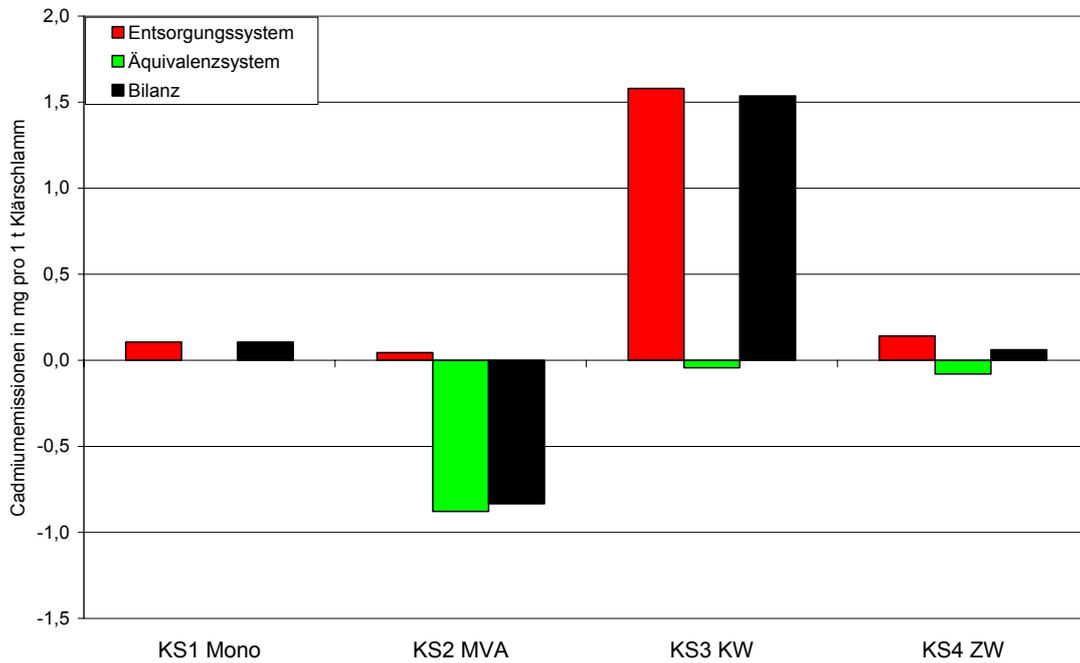


Abb. 5-18 Ergebnisse der Bilanzierung der Klärschlamm-Behandlungsoptionen für den Leitindikator Cadmiumemissionen.

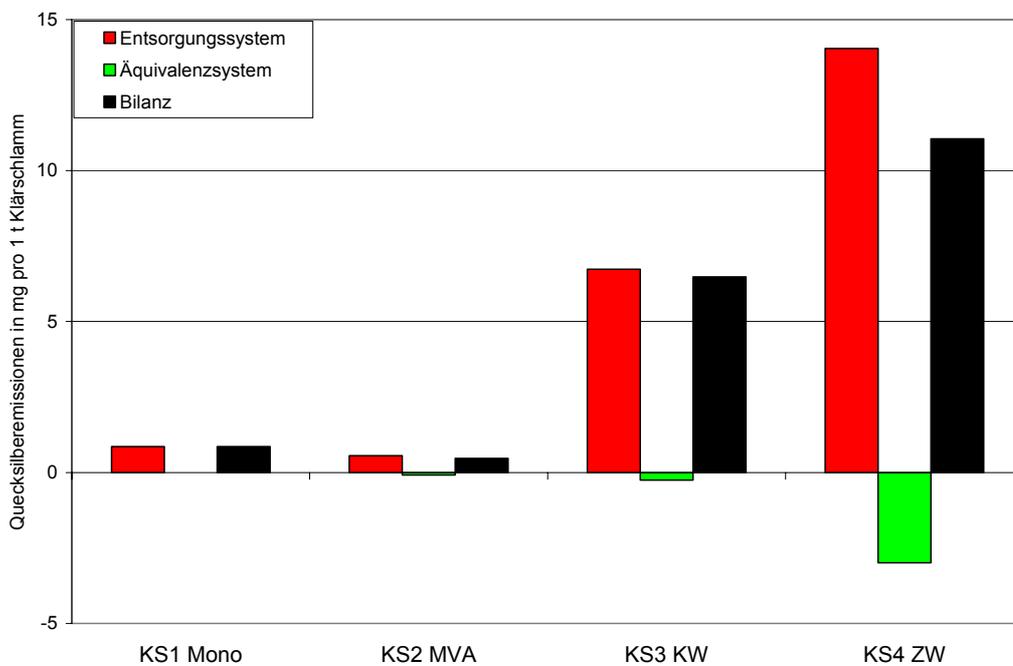


Abb. 5-19 Ergebnisse der Bilanzierung der Klärschlamm-Behandlungsoptionen für den Leitindikator Quecksilberemissionen.

Bei den Antimonemissionen in Abb. 5-20 dagegen ist die Mitverbrennung im Zementwerk mit einer niedrigeren Umweltbelastung als im Kraftwerk verbunden. Die Ursache hierfür ist wie beim Cadmium die Einbindung von Antimon in den Zementklinker.

Die beste Entsorgungsoption hinsichtlich der Antimonemissionen ist wieder die Verbrennung in der MVA, die gegenüber der Monoverbrennung in der Netto-Bilanz noch zu einer Umweltentlastung führt.

Rangfolge der Ergebnisse für Sb-Emissionen:

KS2 MVA → KS1 Mono → KS4 ZW → KS3 KW

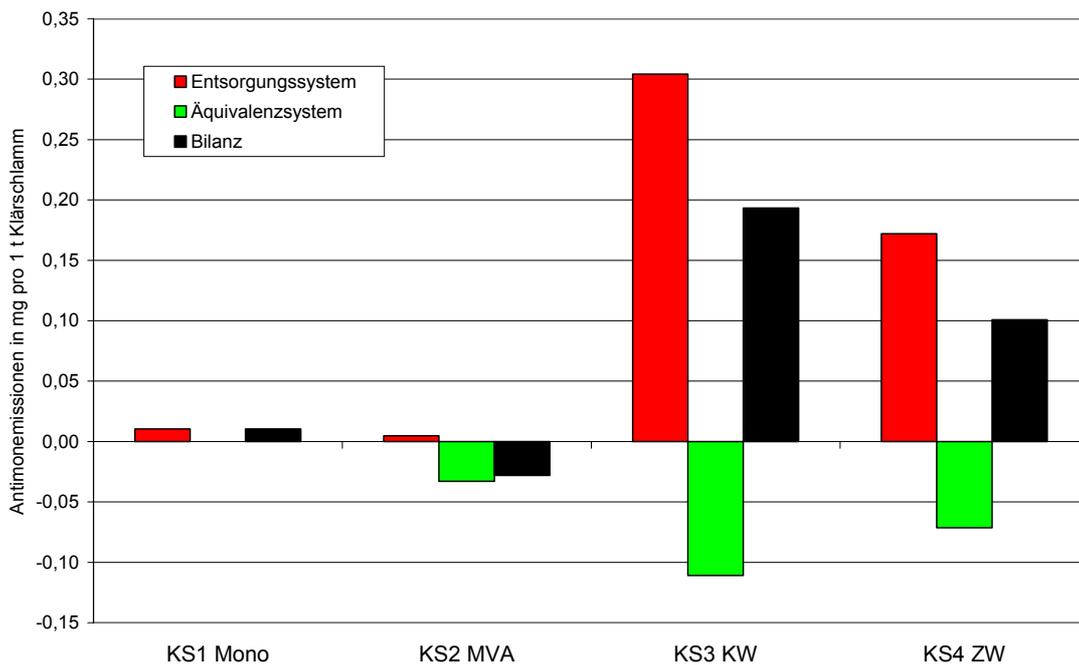


Abb. 5-20 Ergebnisse der Bilanzierung der Klärschlamm-Behandlungsoptionen für den Leitindikator Antimonemissionen.

5.2 Normierung der Ergebnisse

In diesem Abschnitt werden die Ergebnisse der Leitparameteranalyse anhand einer Normierung ausgewertet. Dies erfolgt ebenfalls separat in Abfolge der Abfallbeispiele. Es wird für jeden Abfall eine Bezugsmenge definiert, die nach Statistik dem jeweiligen Gesamtaufkommen entspricht. Damit kann die Mengenrelevanz der Handlungsoptionen veranschaulicht werden.

Für die Normierung werden die **Unterschiede** zwischen den Optionen herausgearbeitet. Dazu wird zunächst die jeweils günstigste Option identifiziert – die Option, die nach Abzug der Gutschrift von der Entsorgungsbelastung den niedrigsten (ggf. negativsten) Wert aufweist.

Beispiel:

Option 1 verursacht 10 t CO₂ und spart per Gutschrift 15 t ein.

Option 2 verursacht 5 t und spart 3 t ein.

→ Option 1 spart netto 5 t ein, Option 2 verursacht 2 t netto,

→ Option 1 ist damit um 7 t günstiger als Option 2.

Dieser Betrag (7 t) wird sodann in so genannte Einwohnerdurchschnittswerte (EDW) normiert. Bewertet werden abschließend die jeweiligen Unterschiede der abfallbezogenen Optionen. In den Tabellen 5-5 bis 5-8 werden diese in EDW ausgedrückten Unterschiede aufgelistet. Die Option mit dem besten Ergebnis innerhalb einer Kategorie wird dabei stets mit ① markiert. Die Anzahl der EDW zeigt die Abweichung der jeweiligen Option von der besten Option.

Für den Leitparameter Antimon entfällt eine normierte Darstellung, da zu diesem Metall derzeit kein belastbares Gesamtinventar zur Verfügung steht. Es wird davon ausgegangen, dass sich die Relationen im Ergebnis in vielen Fällen denen des Cadmiums ähneln.

5.2.1 Ergebnisse zur Restabfallbehandlung

Als Bezugsmenge wird das jährliche Restabfallaufkommen von 15,8 Mio. t zu Grunde gelegt. Tab. 5-5 zeigt die Unterschiede zwischen den neun Szenarien.

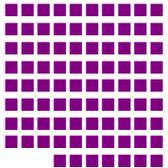
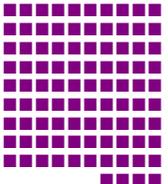
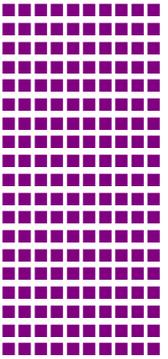
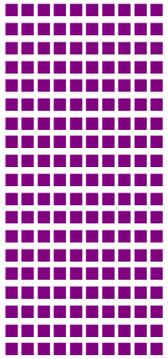
Daraus wird ersichtlich, dass die abfallbürtigen Cadmiumemissionen, so der gesamte Abfall über ein MBS/MPS-Verfahren entsorgt würde, die bezüglich der bestehenden Emissionssituation größte negative Veränderung bringen würde. Diese würde bei einer Emission, wie sie im Durchschnitt von 19 Mio. Einwohnern – das sind 23 % des nationalen Emissionsinventars – verursacht werden, liegen, würde man die Gesamtmenge statt in MVA über Stabilaterzeugung in Kraftwerken verbrennen.

Bei Quecksilber liegen die normierten Werte für die Stabilatmitverbrennung um eine Dimension niedriger, wobei hier die Kraftwerke günstiger abschneiden als die Zementwerke.

Bei Erzeugung und Einsatz von EBS aus MBA-Leichtfraktion halbieren sich die Belastungen der Schwermetallemissionen in etwa. Diese Option liegt damit in der Mitte zwischen MVA und Stabilat.

Im Gegenzug zu den hohen spezifischen Beiträgen zur Schwermetallemission steht bei den MBS/MPS-Optionen die ebenso deutliche Entlastung bei CO₂ gegenüber der MVA-Option. Dies reicht bis in den Bereich von 1 Mio. EDW. Stickstoffoxide verhalten sich in der Tendenz gleich wie CO₂ bewegen sich bezüglich des spezifischen Beitrags jedoch um etwa einen Faktor 2 unter dem des Treibhausgases.

Tab. 5-5 Unterschiede zwischen den neun Systemoptionen zur thermischen Restabfallentsorgung, normiert und in EDW ausgedrückt; skaliert auf 15,8 Mio. t Restabfall

	RA1 (MVA)	RA2a (MBA-KW) (RR MVA)	RA2b MBA KW (RR Dep)	RA3a MBA-ZW (RR MVA)	RA3b MBA ZW (RR Dep)	RA4 (MBS-KW)	RA5 (MBS-ZW)	RA6 (MPS-KW)	RA7 (MPS-ZW)
Fossiles CO₂	980.000 	650.000 	650.000 	630.000 	640.000 	47.000 	①	200.000 	150.000 
Stickstoffoxide	400.000 	330.000 	280.000 	320.000 	270.000 	43.000 	①	140.000 	110.000 
Cadmium	①	8.700.000 	9.400.000 	2.000.000 	2.700.000 	19.000.000 	3.300.000 	19.000.000 	3.300.000 
Quecksilber	①	690.000 	620.000 	1.100.000 	1.000.000 	1.000.000 	2.000.000 	1.300.000 	2.300.000 

Die Zahlen drücken die Abstände zur jeweils besten Option (①) aus. 1 EDW ist per Definition die Durchschnittslast, per Umlage verursacht durch einen Einwohner Deutschlands.

1 Quadrat entspricht 100.000 EDW (gerundet).

5.2.2 Ergebnisse zur HMG-Behandlung

Als Bezugsmenge wird das jährliche Aufkommen von 4,7 Mio. t hausmüllähnliche Gewerbeabfälle zu Grunde gelegt. Tab. 5-6 zeigt die Unterschiede zwischen den sechs Szenarien.

Die niedrigere Normierungsmenge führt bei CO₂ und NO_x zu entsprechend niedrigeren spezifischen Beiträgen. Bei Cadmium – und teilweise auch Quecksilber – wird dies durch die höheren Belastungen im Ausgangsabfall ausgeglichen. Werden beim Restabfall pro eingespartem EDW CO₂ gegenüber der MVA (RA1) in den Systemvarianten RA2 etwa 10 EDW Cadmium freigesetzt, so erhöht sich dieser Abstand bei HMG2 (papierreich) um das Dreifache, bei HMG4 (kunststoffreich) sogar um mehr als das Vierfache.

Im Unterschied zum Restabfall verschiebt sich hier die Waagschale stärker in Richtung Vorteile für die MVA und Nachteile für die Mitverbrennung im Kraftwerk. In entsprechender Form gilt dies auch für das Zementwerk, wobei hier der geringere Emissionsgrad bei Cd (und der höhere bei Hg) zu beachten ist.

Tab. 5-6 Unterschiede zwischen den drei Systemoptionen zur thermischen Abfallentsorgung unterschieden nach je zwei Qualitätsgruppen, normiert und in EDW ausgedrückt; skaliert auf insgesamt 4,7 Mio. t hausmüllähnliche Gewerbeabfälle

	PPK-reicher HMG			Kunststoffreicher HMG		
	MVA HMG1	HMG2 MBA - KW	HMG3 MBA - ZW	HMG4 MVA	HMG5 MBA - KW	HMG6 MBA - ZW
Fossiles CO₂	170.000	4.700	①	210.000	12.000	7.100
Stickoxide	58.000	7.700	3.800	64.000	2.500	①
Cadmium	①	5.000.000	930.000	85.000	9.200.000	1.100.000
Quecksilber	①	300.000	490.000	7.200	740.000	1.100.000

Die Zahlen drücken die Abstände zur jeweils besten Option (①) aus. 1 EDW ist per Definition die Durchschnittslast, per Umlage verursacht durch einen Einwohner Deutschlands.

1 Quadrat entspricht 100.000 EDW (gerundet).

5.2.3 Ergebnisse zur Sperrmüll-Behandlung

Als Bezugsmenge wird das jährliche Sperrmüllaufkommen von 2,6 Mio. t zu Grunde gelegt. Tab. 5-7 zeigt die Unterschiede zwischen den sechs Szenarien.

Die Bezugsmenge ist hier gegenüber den vorausgehenden Abfallarten nochmals niedriger. Entscheidender für das Ergebnis ist jedoch der deutlich geringere Schadstoffgehalt. Der führt insbesondere bei Hg und der Kraftwerksvariante zu einer Ergebnisumkehr gegenüber allen anderen Abfallbeispielen. Der Beitrag zu den Cadmiumemissionen ist bei der Option Kraftwerk zwar mit 670.000 EDW Unterschied zur MVA noch immer deutlich größer als alle anderen Ergebniswerte. Doch zeigt sich hier im Gesamtbild erstmals ein mehr „ausgewogenes“ Bild zwischen den mehr Energie-/CO₂-bezogenen Leitparametern und den Schwermetallen. Nimmt man Verbesserungspotenziale auf der Schadstoffseite an (Siehe auch 5.4 Sensitivitätsuntersuchungen), so weisen die Ergebnisse bei dem global wirksamen CO₂ hier auf einen Tendenzvorteil der Mitverbrennung.

Tab. 5-7 Unterschiede zwischen den drei Systemoptionen zur thermischen Abfallentsorgung, normiert und in EDW ausgedrückt; skaliert auf 2,6 Mio. t Sperrmüll

	MVA SM1	Kraftwerk SM2	Zementwerk SM3
Fossiles CO₂	130.000	①	320
	■		
Stickstoffoxide	33.000	①	3.900
Cadmium	①	670.000 ■■■■■■■■	230.000 ■■
Quecksilber	43.000	①	68.000 ■

Die Zahlen drücken die Abstände zur jeweils besten Option (①) aus. 1 EDW ist per Definition die Durchschnittslast, per Umlage verursacht durch einen Einwohner Deutschlands.

1 Quadrat entspricht 100.000 EDW (gerundet).

5.2.4 Ergebnisse zur Klärschlamm-Behandlung

Als Bezugsmenge wird das jährliche Aufkommen von 2,4 Mio. t_{mT} kommunalen Klärschlämmen zu Grunde gelegt. Tab. 5-8 zeigt die Unterschiede zwischen den vier Szenarien.

Insgesamt liegt die MVA-Option in der Mehrzahl der Leitparameter vorne, was im Vergleich zur Monoverbrennung bei mehr oder weniger gleicher Emission an der hier unterstellten günstigeren Energienutzung der MVA liegt. Dies wird bei NO_x wie auch bei Cadmium (MVA-Gutschrift für Fernwärme) besonders augenfällig.

Bei Cadmium und Quecksilber zeigt sich vom Prinzip her das gleiche Muster wie bei den anderen Abfallarten, wobei sichtbar wird, dass der Klärschlamm gerade bezüglich Cadmium weniger belastet ist. Daher entfallen die massiv hohen Unterschiede zum Nachteil des Kraftwerks.

Auf der anderen Seite ist deutlich erkennbar, dass durch den geringen Energiewert des Klärschlammes die im Prinzip stets positiven Bilanzen der Kraftwerke/Zementwerke in punkto fossiles CO₂ hier nur sehr schwach ausfallen. Eine Vortrocknung auf Basis von Erdgas (im System „Zementwerk“) „zahlt“ sich insofern kaum aus. Von erheblichem Einfluss wäre es hier jedoch, würde man anderweitig nicht nutzbare Wärme zur Trocknung einsetzen (Siehe 5.4 Sensitivitätsbetrachtungen).

Tab. 5-8 Unterschiede zwischen den vier Systemoptionen zur thermischen Klärschlammensorgung, normiert und in EDW ausgedrückt; skaliert auf 2,4 Mio. t_{mT} Klärschlamm

	Monoverbrennung KS1	MVA KS2	Kraftwerk KS3	Zementwerk KS4
Fossiles CO₂	110.000 ■	48.000	①	14.000
Stickstoffoxide	670.000 ■■■■■■■	①	52.000 ■	33.000
Cadmium	560.000 ■■■■■■■	①	1.400.000 ■■■■■■■ ■■■■■	530.000 ■■■■■
Quecksilber	83.000 ■	①	1.300.000 ■■■■■■■ ■■■	2.200.000 ■■■■■■■ ■■■■■■■ ■■■

Die Zahlen drücken die Abstände zur jeweils besten Option (①) aus. 1 EDW ist per Definition die Durchschnittslast, per Umlage verursacht durch einen Einwohner Deutschlands.

1 Quadrat entspricht 100.000 EDW (gerundet).

5.3 Zusammenfassung der Ergebnisse nach Behandlungsarten

5.3.1 EBS-Erzeugung aus über MBA-Leichtfraktion

Dieses Vorgehen führt ein vergleichsweise komplexes Stoffstromsystem mit sich. Technisch und abfallwirtschaftlich lässt es ein hohes Maß an Flexibilität zu. Die spezifischen Vorteile liegen insbesondere darin, gezielt geeignete Fraktionen bzw. Materialströme für entsprechend geeignete Behandlungsschritte zu erzeugen:

- *EBS aus Leichtfraktion* ausschließlich aus den dafür für besonders geeignet angesehenen Materialien; Ausschleusung unerwünschter, schadstoffbelasteter Anteile. Innovative Ansätze, wie z.B. die NIR-Technik, bieten hier effiziente Einsatzmöglichkeiten.
- Die *Restfraktion*, die grundsätzlich schadstoffangereichert und heizwertgemindert vorliegt, kann gezielt in der prädestinierten MVA behandelt oder, wenn die Ablagerungskriterien erfüllt sind, auch deponiert werden.
- Die MBA ermöglicht ferner eine effiziente Gewinnung von Metallfraktionen, was sich über Recycling als nicht unbedeutender ökologischer Zusatzbonus bei der Siedlungsabfallbehandlung erweist.

Grundsätzlich nehmen diese Ansätze eine mittlere Position zwischen MVA und MBS/MPS ein, die Vor- und Nachteile dieser Alternativen jeweils in beide Richtungen abgeschwächt.

5.3.2 Stabilat-Erzeugung

Dieses Vorgehen zielt auf eine Maximierung des Abfalleinsatzes in den Mitverbrennungsanlagen und maximiert insofern auch deren Vor- und Nachteile:

- Die CO₂-Bilanz ist hier besonders günstig, weil die Mitverbrennung durch direkte Kohlesubstitution zwangsläufig die höchsten Gutschriften erzielen kann. Dabei sind die Unterschiede zwischen MBS und MPS zwischen Kraftwerk und Zementwerk nur als marginal zu betrachten.
- Die Stabilaterzeugung und deren Einsatz hat auf der anderen Seite die höchsten Schadstofffreisetzungen zur Folge.

Bezogen auf die spezifischen Gesamtbelastungen „wiegen“ die Schwermetallemissionen dabei schwerer (bis zu Faktor 10 höher in den spezifischen Beiträgen) als die CO₂-Emissionen. Es ist jedoch auch das besondere Gewicht der Klimafrage in Bezug auf die Ökologische Gefährdung und den Abstand zum Schutzziel zu beachten.

5.3.3 Kraft- und Zementwerke

Diese Anlagen gewährleisten beim Einsatz von EBS (ob aus MBA-Leichtfraktion oder Stabilat) eine hohe energetische Nutzung, da Regelbrennstoffe im Umfang des äquivalenten Heizwärmeinhalts substituiert werden. Dies sind in der Regel Steinkohle, Braunkohle oder z.T. auch Petrolkoks, was über die Energieeffizienz hinaus die Gutschrift an fossilen CO₂-Emissionen grundsätzlich hoch ausfallen lässt.

Bezüglich der Schwermetallemissionen stellen diese beiden Anlagenarten dagegen eher die ungünstigen Optionen dar. Dabei schneiden die Kraftwerke (vor allem Braunkohlekraftwerke¹) bei Quecksilber in der Tendenz etwas günstiger ab. U.a. bestehen beim Kraftwerk generell mehr Einflussnahmemöglichkeiten auf die Hg-Abscheidung, z.B. in der REA). Die Zementwerke zeigen dagegen bessere Ergebnisse bei den übrigen – schwerflüchtigen – Metallen. Hier werden z.T. Rückhaltegrade erzielt, die denen der MVA nicht nachstehen.

5.3.4 MVA

Die „klassische“ Abfallverbrennung zeigt sich in Bezug auf Minimierung von Schadstofffreisetzungen als optimale Lösung. Dabei ist zu beachten, dass für die Bilanzrechnung eine typische mittlere Anlagenkonfiguration gewählt wurde. Die Bandbreite an real vorhandenen Anlagen zeigt dabei eine durchaus hohe Streuung. Dies gilt für die Schadstoffrückhaltung wie für die Energienutzung (siehe Kapitel 5.4 „Sensitivitätsuntersuchungen“).

Grundsätzlich ist bei keinem der Entsorgungsszenarien die MVA als Teil des Systems völlig verzichtbar.

¹ Braunkohle weist einen vergleichsweise hohen Ca-Gehalts auf, was zur Einbindung von Hg in die Asche vorteilhaft ist [IVD 2002]

5.4 Sensitivitätsuntersuchungen

Bei der Betrachtung der gesamten abfallwirtschaftlichen Systeme wird deutlich, wie viele Stellschrauben durch unterschiedliche Zusammensetzungen der Abfälle, durch die eingesetzten Aufbereitungstechniken, die Art der industriellen Feuerung, die Effizienz der industriellen Feuerung, den ersetzten Primärenergieträger, etc. vorhanden sind. Dennoch zeigen die bisherigen Arbeiten, dass gewisse Trends bezüglich der Randbedingungen relativ stabile Aussagen zulassen.

An dieser Stelle sollen Sensitivitäten hinsichtlich Abfallcharakteristik, Emissionsgrade und Wirkungsgrade der Feuerungsanlagen, sowie substituierter Primärenergieträger untersucht werden.

5.4.1 Einfluss der Abfallcharakteristik

Die Betrachtung von vier verschiedenen Abfallqualitäten (Restabfall, 2 Varianten HMG und Sperrmüll sowie Klärschlamm) als Input zeigt, welchen Einfluss die Abfallzusammensetzung auf die Ergebnisse der einzelnen Behandlungsarten nach sich zieht. Dabei ist folgender Trend zu erkennen:

Von Restabfall über kunststoffreichen Gewerbemüll zu papierreichem Gewerbemüll zu Sperrmüll nehmen die Vorteile der Mitverbrennung zu und die Nachteile ab.

Daraus lässt sich folgende einfache Pauschalisierung schließen:

1. Je mehr der Schadstoffgehalt vom mittleren Querschnitt der hier betrachteten Abfälle zum Schlechten hin abweicht, desto deutlicher weist der Trend auf die MVA als die bessere Lösung hin.
2. Je weiter der Heizwert vom mittleren Querschnitt der hier betrachteten Abfälle nach oben hin abweicht, desto deutlicher weist der Trend auf die Mitverbrennung aus Klimagründen als die bessere Lösung hin.

5.4.2 Einfluss der Emissionsgrade

Die Modellrechnung fand auf Basis gemittelter Annahmen statt. Die real betriebenen Anlagen weisen jedoch z.T. sehr große Bandbreiten bezüglich ihrer spezifischen Emissionen auf.

So finden sich unter den **MVA** Anlagen, die nochmals deutlich weniger an Quecksilber emittieren, während vereinzelte den Emissionsgrenzwert von $0,03 \text{ mg/m}^3$ nicht wesentlich unterschreiten. Für eine solche Anlage würde sich kaum ein Vorteil gegenüber einer Mitverbrennung im Kraftwerk ergeben. Bei MVA ist ferner die recht hohe Bandbreite der NO_x -Emissionskonzentration zu beachten. Während manche Anlagen knapp unterhalb des Grenzwertes von 200 mg/m^3 fahren, liegt der Wert einzelner Anlagen bei 30 mg/m^3 .

Gerade bei den **Kraftwerken** finden sich sehr große Unterschiede in den Emissionsgraden für Schwermetalle. Bei Quecksilber reicht hier die Bandbreite der Transferrate von 11 bis 60 %. Zieht man zusätzlich emissionsmindernde Maßnahmen in Betracht – wie dies z.B. bei einzelnen Braunkohlekraftwerken mit zirkulierender Wirbelschichttechnik (Hürth-Berrenrath, Frechen-Wachtberg) mittels Herdofenkoks durchgeführt wird – dann sind noch niedrigere Werte möglich. Für diese Anlagen überwiegen die Vorteile auf breiter Ebene, da neben dem Vorteil bei der Einsparung von CO₂ die Nachteile bei Schwermetallemissionen deutlich gemindert, wenn nicht aufgehoben sind.

Bei **Zementwerken** zeichnen sich derzeit nicht die großen Einflussmöglichkeiten auf der Emissionsseite ab. Sie sind vorrangig auch nur für Quecksilber von Bedeutung. Die Transferraten der anderen Metalle liegen aufgrund der starken Einbindung in den Klinker bzw. die hohe Abscheidung im Filter bereits auf sehr niedrigem Niveau. Quecksilber ließe sich durch ein nachgeschaltetes Koks-Filter mindern. Diese Option ist an einem Zementwerk in der Schweiz umgesetzt, wird jedoch von Seiten der Zementindustrie als nicht flächendeckend umsetzbar bewertet.

5.4.3 Einfluss der energetischen Wirkungsgrade sowie der Art der substituierten Primärenergieträger

Von diesem Aspekt geht eine sehr große Einflussnahme auf die Ergebnisse aus. Dies gilt in besonderem Maße für die **MVA**. Für die Modellbetrachtung hier wurde eine mittlere Situation des deutschen Anlagenparks angesetzt, der eine Abgabe von knapp 9 % Strom (netto) und 30 % thermische Energie (Fernwärme, Ferndampf) vorsieht. Aggregiert man dies anhand der Energieäquivalenzfaktoren gemäß dem Referenzdokument zur Besten Verfügbaren Technik (BVT) der Abfallverbrennung [EIPPC 2005], so erhält man einen Summenwert von 53 % Gesamteffizienz. Mit Blick auf die Einzelanlagen zeigt sich jedoch eine Bandbreite von 20 bis 70 %. In Bezug auf die CO₂-Bilanz ist dies von ganz zentraler Bedeutung: Während eine Anlage mit 70 % Gesamteffizienz kaum mehr einen Nachteil gegenüber einer Mitverbrennungsoption aufweist, dämpft die geringe Gutschrift im anderen Extremfall den Schadstoffvorteil der MVA.

Neben diesem messbaren, technisch determinierten Faktor der realen Wirkungsgrade ist ein weiterer Aspekt von Einfluss: Die Annahme, welche Art von Energieträger ersetzt wird. Es ist ein viel beschriebenes bilanztechnisches Problem, welcher Energieträger bzw. Energieträgermix der „Richtige“ zur Definition des Äquivalenzsystems ist. In diesem Fall wurden für Strom und Fernwärme Datensätze herangezogen, die dem realen mittleren Erzeugungsmix entsprechen sollen. Ein anderer Ansatz wäre, die ursächlich ersetzten Verfahren der primären Stromerzeugung zu identifizieren und nur diese in die Rechnung einzubeziehen. Diese Art der Marginalitätsbetrachtung wäre eine deutlich stärkere Annäherung an die realen Substitutionsverhältnisse. Die Problematik liegt jedoch darin, dass die „Realität“ gerade bei so etwas komplex verflochtenem wie dem bundesweiten Stromnetz kaum mit präzisen Methoden festgestellt werden kann. Man ist wiederum auf Annahmen und plausible Überlegungen angewiesen, die oft in die eine wie in die andere Richtung ausgelegt werden können.

Ein Ansatz bietet hier z.B. der Bundesverband Kraft-Wärme-Kopplung (BKWK), der für zusätzlich erzeugten KWK-Strom von einer Substitution

- von 50 % Steinkohlekraftwerke (von denen anzunehmen ist, dass sie durch Kapazitätszuwachs alternativer Stromerzeugung am ehesten still gelegt werden) und
- von 50 % moderne, mit Erdgas befeuerte GuD-Kraftwerke (deren Investition durch Kapazitätszuwachs alternativer Stromerzeugung verhindert wird)

ausgeht. Ähnliche Überlegungen stellen auch Dehoust et al. [2002] an.

Würde man diesen Ansatz hier wählen, so ergäbe dies im Falle der Restabfallsysteme folgende Veränderung: Die Gutschrift der MVA würde sich von 508 auf 535 kg CO₂ pro t Abfall erhöhen. In EDW übertragen, würde sich damit der Abstand der MVA zur besten Option bezüglich CO₂ (MBS) von 980.000 auf 940.000 verringern. Bei NO_x verringert sich der Abstand von 400.000 auf 350.000 EDW und schließt damit stärker zur MBA-Variante auf. Bei den Schwermetallen zeigt sich kein nennenswerter Einfluss auf das Ergebnis. Insgesamt ist festzustellen, dass die Annahme der Substitution des Strommixes nur sehr graduellen Einfluss auf die Ergebnisse nimmt. Eine Umkehr von Rangfolgen tritt an keiner Stelle ein.

Für die **Kraft- und Zementwerke** wurde die Substitution stets in der entsprechenden Anlage selbst in Ansatz gebracht. Damit werden Einflüsse außer Acht gelassen, die eine Ausweitung der EBS-Anwendung auf den Anlagenpark nehmen könnte: z.B. dass energetisch weniger effiziente Anlagen sich eher am Markt halten können, oder gar eher verdrängt werden. Derartige Zusammenhänge sind jedoch von so vielen externen Randbedingungen abhängig, dass über ihre Ausprägung nur spekuliert werden kann. Eine Abkehr von dem hier gewählten Ansatz wird daher nicht als sinnvoll erachtet.

Ein weiterer Einflussfaktor ist schließlich die als substituiert angesehene **Brennstoffart**. Für Steinkohlekraftwerke und Braunkohlekraftwerke ist dabei die Frage des Regelbrennstoffs eindeutig zu klären. Bei den Zementwerken steht dagegen eher die Orientierung an den Marktpreisen oder andere betriebsspezifische Faktoren im Vordergrund, was die Auswahl des Regelbrennstoffmixes betrifft.

Mit Blick auf die Ergebnisse zeigen sich jedoch zwischen Braunkohle- und Steinkohleinsatz keine allzu großen Unterschiede.

Zusammenfassend zeigt sich, dass eine Anzahl von gesetzten Randbedingungen und Annahmen Einfluss auf das vorliegende Untersuchungsergebnis haben. Die höchste Bandbreite geht dabei von der Festlegung der „mittleren MVA-Situation“ aus. Eine MVA mit optimaler Energienutzung weist gegenüber der „mittleren MVA“ ein durchweg vorteilhaftes Ergebnis gegenüber alternativen Mitverbrennungsoptionen aus. Eine emissionsseitig unterdurchschnittliche MVA dagegen kann bei gleichzeitig mäßiger Energienutzung durchweg – auch schadstoffseitig – im Nachteil sein.

5.4.4 EBS-Kraftwerke

Neben den zuvor bewerteten Behandlungsalternativen hat sich das Konzept der so genannten EBS-Kraftwerke als vergleichsweise junge Entwicklung in die Diskussion gebracht. Zu Beginn des Jahres 2006 waren fünf unter diesen Terminus zu fassende Anlagen in Deutschland bereits in Betrieb. Zahlreiche weitere sind in Planung, wie Tab. 5-9 zeigt.

Tab. 5-9 Übersicht über in Betrieb befindliche EBS-Anlagen und aktuelle Planungen, Quelle: UBA, Recherchen IFEU

Standort	Feuerungstechnik	Größe (ca.) in t/a	Status Anfang 2006
Neumünster	Wirbelschicht	150.000	in Betrieb
Premnitz	Wirbelschicht	100.000	in Betrieb
Amsdorf	Rostfeuerung	60.000	in Betrieb
Bremen-Blumenthal	Rostfeuerung	60.000	in Betrieb
Minden	Rostfeuerung	37.500	in Betrieb
Witzenhausen	Wirbelschicht	240.000	in Planung / Bau
Großräschen	Rostfeuerung	200.000	in Planung / Bau
Korbach	Rostfeuerung	60 - 70.000	in Planung / Bau
Hürth	Rostfeuerung	250.000	genehmigt
Hamburg	Wirbelschicht	750.000	in Planung
Frankfurt	Wirbelschicht	500.000	in Planung
Heringen	Rostfeuerung	270.000	in Planung
Rüdersdorf	Rostfeuerung	200.000	in Planung
Rostock		150 -170.000	in Planung
Adernach		100.000	in Planung

Das Prinzip des EBS-Kraftwerks unterscheidet sich von den in dieser Studie betrachteten Behandlungsalternativen in folgender Weise:

1. Der EBS erfordert nicht zwingend eine intensive Aufbereitung wie für Kohlekraftwerke und Zementwerke, eine Schadstoffentfrachtung ist nicht erforderlich (17. BImSchV-Anlage), eine Heizwertanreicherung über MBS/MPS kann erfolgen, muss aber nicht.
2. Die thermische Anlage ist für mittelkalorische Abfallqualitäten ausgelegt. Feuerungsarten sind Rostfeuerung oder Zirkulierende Wirbelschicht (ZWS) mit einem an die 17. BImSchV angepassten, in der Regel kompakten Abgasreinigungssystem.
3. Die Energienutzung ist optimiert und zeichnet sich im Idealfall durch direkte Anbindung an einen Industriestandort mit Wärmeabnehmern aus.

Für die Betrachtung hier soll ein beispielhaftes Szenario überschlägig durchgerechnet und mit den Basis-Szenarien zur Restabfallentsorgung verglichen werden. Dabei wird

eine einfache Aufbereitung mit Abscheidung von Metallen, Schwer- und sonstigen Störstoffen berücksichtigt. Für die Verbrennung wird eine ZWS-Anlage mit nachgeschaltetem Abhitzeessel und einer Rauchgasreinigung aus einem Gewebefilter mit Trockensorption (Einsatz von Kalk und Herdofenkoks) angesetzt. Beim Parameter NO_2 wird aufgrund des Verzichts auf einen DENOX -Katalysator eine Emission im Bereich von 150 mg/m^3 erwartet. Bei Quecksilber zeigen die bisherigen Erfahrungen mit solchen Anlagen Werte, die im Bereich mittlerer MVA liegen. Diese Werte bedürfen noch der längerfristigen Bestätigung. Das EBS-Kraftwerk ist ferner direkt an einem Dampf-abnehmer angebunden². Eine Abgabe von Prozessdampf in Höhe von 82 % bezogen auf den Heizwertinput ist als realisierbar anzusehen. Mitentscheidend für die Bilanz ist dabei, welche Art der Dampferzeugung ersetzt wird. Für diese überschlägige Betrachtung sei ein Mix zu je 50 % aus Erdgas und Heizöl unterstellt.

Unter diesen Voraussetzungen erreicht das EBS-Kraftwerk ein Bilanzergebnis, welches bei **fossilem CO_2** dem der MBA-Szenarien entspricht. Würde man unterstellen, dass statt Erdgas/Heizöl Kohle als Brennstoff zur Dampferzeugung ersetzt würde, würde das Ergebnis mit den MBS-Szenarien (entspricht bester Platzierung) in etwa gleichziehen.

Für den Parameter **NO_x** setzt sich das EBS-Kraftwerk noch vor die MBS-Szenarien und damit vor alle Alternativsysteme. Dies liegt wiederum daran, dass die spezifischen Emissionen der konventionellen Dampferzeuger in aller Regel deutlich höher liegen, als bei Großfeuerungsanlagen, bei mäßig hohen Emissionen des EBS-Kraftwerks selbst.

Für den Parameter **Hg** liegt das EBS-Kraftwerk zwischen MVA- und MBA-Szenarien und damit auch hier im vorderen Bereich. Hier sind selbstverständlich starke anlagenbezogene Schwankungen zu erwarten.

Somit lässt sich zusammenfassen, dass die Option eines EBS-Kraftwerks – respektive EBS-Heizwerks – eine insgesamt positiv zu bewertende Variante innerhalb der Bandbreite der betrachteten Behandlungsalternativen darstellt. Vorausgesetzt, es handelt sich um eine entsprechend auf Prozessdampfnutzung hin optimierte Anlage. Eine stromoptimierte Variante wäre insgesamt eher vergleichbar mit dem Mittel der existierenden MVA.

² Der Begriff **EBS-Kraftwerk** ist in diesem Fall nicht zutreffend; zur Vermeidung einer Begriffsverwirrung soll an dieser Stelle jedoch kein weiterer Begriff eingeführt werden.

6 Schlussfolgerungen und Empfehlungen

Mit der Entwicklung der Abfallwirtschaft von der Beseitigung auf Deponien zur energetischen Verwertung von Stoffströmen ist eine erhebliche Minderung der Klimagasfreisetzung verbunden. Mit der Untersuchung zum Beitrag der Abfallwirtschaft zur nachhaltigen Entwicklung in Deutschland hat das BMU [2004] bereits deutlich gemacht, dass bereits der Weg von der Deponie hin zur modernen MVA in beträchtlichem Umfang einen positiven Beitrag geleistet hat.

Da mit der Umsetzung der Abfallablagereverordnung nun alle brennbaren Abfälle einer Verbrennung zugeführt werden müssen, stehen in verstärktem Maße die Behandlungsalternativen zu „konventionellen“ MVA in der Diskussion. Gerade die Möglichkeit, durch Substitution von besonders klimaschädlichen Brennstoffen wie Kohle, den positiven Beitrag zum Klimaschutz zu erhöhen, stellt sich dabei in den Vordergrund.

Die vorliegende Untersuchung stützt diese Grundannahme zugunsten der Abfallmitverbrennung in Kraft- und Zementwerken. Würde man die in MVA verbrannte Abfallmenge der Alternative zuführen, ließen sich CO₂-Emissionen in der Größenordnung der Emission von 1 Mio. Einwohnern der Bundesrepublik (= mehr als 1 %) einsparen. Diese Dimension könnte unter der – theoretischen – Annahme erreicht werden, sich von der MVA (mit der Energienutzung, wie sie sich derzeit im Mittel darstellt) abzuwenden zugunsten so genannter Trockenstabilatverfahren.

Eine Maximierung an dieser Stelle hätte jedoch auf der anderen Seite eine massive Erhöhung der Gesamtbelastung mit Schwermetallemissionen zur Folge. Die Kraft- und Zementwerke erfüllen nicht die gleiche Schadstoffabscheideleistung wie MVA. Die vorliegenden Modellrechnungen zeigen dabei, dass die Stabilatmitverbrennung bei Cadmium eine Steigerung der bundesweiten Emissionsfracht von bis zur Last von durchschnittlich 19 Mio. Einwohnern (entspricht mehr als 20 %) mit sich führen kann. Ähnliches gilt auch für Quecksilber.

Nun stellen die Annahmen einer vollständigen Behandlung durch die eine oder die andere Alternative eine theoretische Vorstellung dar, die jedoch die Wirkungsbreite solcher Entscheidungen in der Abfallwirtschaft umreißen können. In der Realität existiert ein Entsorgungsmix, der sich durch aktuelle und künftige Entwicklungen lediglich graduell verändern wird.

Außerdem ist zu beachten, dass die Modellrechnungen bezogen auf die jeweiligen Techniken im Wesentlichen auf mittlere Annahmen abzielen. Damit wird man der Bandbreite der Anlagen nicht unbedingt gerecht. So existieren MVA, die eine überaus hohe Energieeffizienz aufweisen (z.B. bei vollständiger Dampfverwertung durch einen industriellen Abnehmer) und somit einem Mitverbrennungskonzept in Punkto CO₂-Minderung nicht nachstehen, ohne Abschläge auf der Seite der Schadstoffminderung.

Ebenso ist zu beachten, dass einzelne Abfall mitverbrennende Kraftwerke bereits heute spezielle Maßnahmen umgesetzt haben, um die Schadstoffemission (speziell Quecksilber) zu mindern. Hier sind in naher Zukunft weitere innovative Ansätze zu erwarten.

Eine Zwischenposition zwischen der MVA und dem auf Maximierung angelegten Ansatz des Trockenstabilats stellen die vielfältigen MBA-Konzepte dar. Hier werden aus

dem Abfall die in besonderem Maße zur Mitverbrennung geeigneten heizwertreichen Fraktionen gewonnen und nur diese (nach entsprechender Aufbereitung) der Mitverbrennung zugeführt. Durch spezifische Sortierverfahren (z.B. Ballistik, Nah-Infrarot-Detektion) können gezielt schadstoffreiche Abfallbestandteile aus der Brennstofffraktion ausgeschlossen werden. Diese Ansätze stellen damit mehr als nur den „Mittelweg“ zwischen den beiden „Maximalvarianten“ MVA und Trockenstabilat dar.

Überschlägig wurde auch das Konzept der so genannten EBS-Kraftwerke berechnet. Es wurde unter der Voraussetzung einer effizienten Wärmenutzung und einer effizienten Abgasreinigung als insgesamt sehr positiver Ansatz bewertet.

Den Hauptmassenstrom an Abfällen stellt der Restabfall dar, der im Jahr 2003 noch zu über 7 Mio. t pro Jahr auf Deponien abgelagert worden ist. Geringer – aber dennoch in mehrfacher Millionenhöhe – fallen die *hausmüllähnlichen Gewerbeabfälle* an. Die offiziellen Statistiken weisen hier 4,7 Mio. t/a auf, wovon knapp 2 Mio. deponiert wurden. Nicht in diesen Daten enthalten sind jedoch die Stoffströme, die mit dem Beenden der „Verwertungspraxis“ (unter Inanspruchnahme eines hohen Sortierrestanteils zur Deponierung) wieder in die öffentlich-rechtliche Abfallentsorgung zurückdrängen. Diese Abfälle sind in der Regel heizwertreicher als die häuslichen Restabfälle. Sie weisen je nach Art des Gewerbes in jedem Fall sehr große Schwankungen in der Zusammensetzung auf. In dieser Untersuchung wurden zwei Varianten betrachtet: eine papierreiche und eine kunststoffreiche Abfallqualität. Aufgrund der tendenziell höheren Schadstoffgehalte schlägt hier die Waagschale etwas mehr in Richtung MVA – verglichen mit den Restabfällen. Zieht man jedoch eine eher geringe Belastung in Betracht, so überwiegen wiederum die Vorteile der Mitverbrennung aufgrund der CO₂-Minderung.

Sperrmüll, der im Bereich von 2,6 Mio. t im Jahr anfällt, weist im Trend deutlich weniger Schadstoffe, dafür aber höhere Heizwerte (v.a. wegen Holz und geringer Feuchte) auf. Aus diesem Grund bietet er sich gegenüber hausmüllartigen Abfällen als deutlich besser geeignete Grundlage für EBS an. Hier ist selbstverständlich zu beachten, dass für unbelastetes Holz eine stoffliche Verwertung möglich ist. Diese ist aber nicht Gegenstand dieser Untersuchung.

Klärschlamm wiederum hat erst nach einer Trocknung einen für eine Verbrennung geeigneten Heizwert. Dafür ist der Kohlenstoffgehalt nahezu vollständig regenerativer Natur. Zwischen den Vor- und Nachteilen einer Mitverbrennung oder einer Verbrennung in einer Abfallanlage (Monoverbrennung oder in MVA) bestehen deutlich weniger große Unterschiede als z.B. beim Restabfall. Hier ist vor allem darauf zu achten, dass höher belastete Schlämme in Abfallverbrennungsanlagen verbrannt werden sollen. Für die geringer belasteten Schlämme ist eine Mitverbrennung dagegen empfehlenswert. Die Energiebilanz (und damit auch CO₂-Bilanz) kann erheblich verbessert werden, wenn die Trocknung des Schlammes mit anderweitig nicht mehr nutzbarer Energie (z.B. Strahlungsabwärme von Asche) bewerkstelligt wird und keinen Dampfverbrauch beansprucht.

Es lässt sich abschließend zusammenfassen, dass sich über die Vielfalt der betrachteten Abfallarten und Behandlungstechniken keine eindeutige Priorisierung zugunsten der einen oder anderen Option begründen lässt. Dennoch lassen sich Trends erkennen, die insbesondere an der Frage von Heizwert und Schadstoffgehalt orientiert, die eine oder eher die andere Entsorgungsweise als eher empfehlenswert darstellen las-

sen. In Abb. 6-1 findet sich ein Versuch, einer schematisierten Zuordnung nach diesen Kriterien. Die Lokalisierung der Abfallarten in den vier Quadranten ist dabei als sehr grobschnittartige Vereinfachung zu sehen.

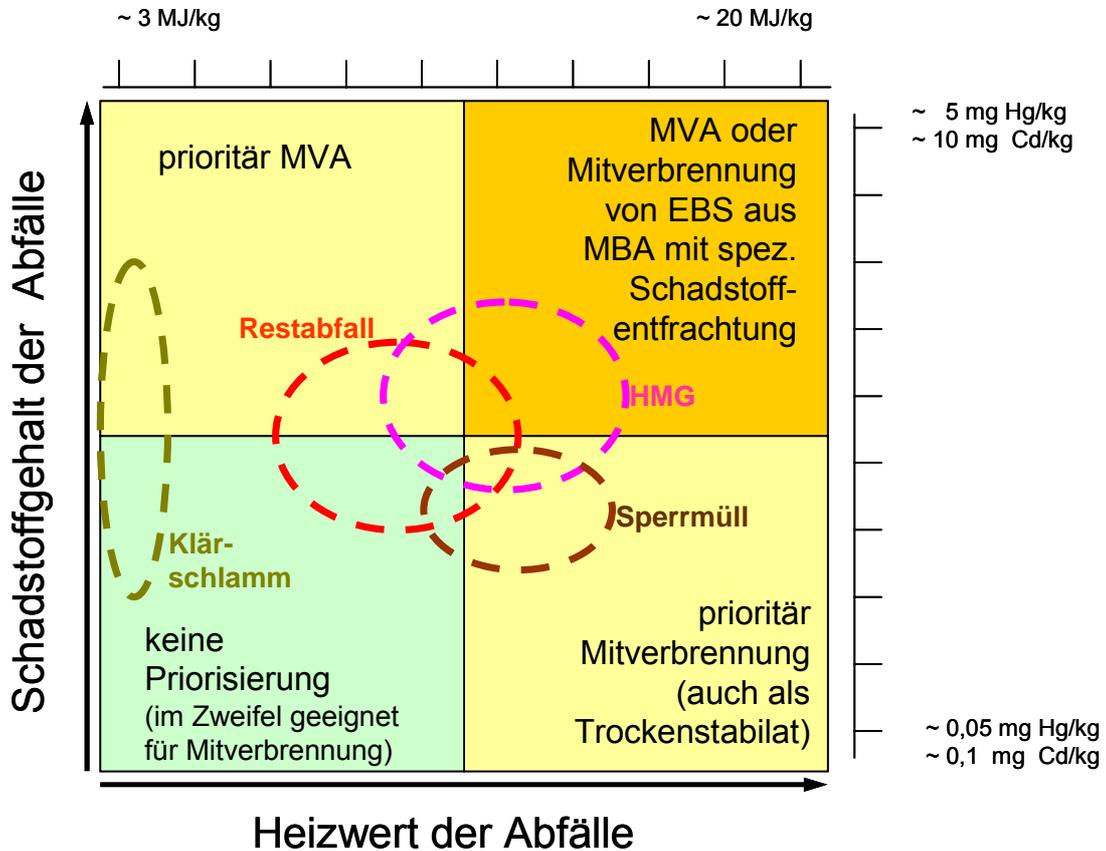


Abb. 6-1 Empfehlung einer Zuordnung von Abfallarten zu Behandlungsalternativen anhand der Kriterien Heizwert und Schadstoffgehalt mit Hilfe eines stark simplifizierten Schemas.

7 Literatur

- BayLfU – bayerisches Landesamt für Umweltschutz: Zusammensetzung und Schadstoffgehalt von Siedlungsabfällen; Augsburg, 2003
- BDE – Bundesverband der deutschen Entsorgungswirtschaft: „Stringente Umsetzung der TASI unbedingt notwendig“; Pressemitteilung 28.05.2004
- BMU – Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit: Beitrag der Abfallwirtschaft zur nachhaltigen Entwicklung in Deutschland – Teil Siedlungsabfälle; Umwelt Nr. 10/2004
- Dehoust, G., Gebhardt, P., Gärtner, St.: Der Beitrag der thermischen Abfallbehandlung zu Klimaschutz, Luftreinhaltung und Ressourcenschonung; Studie des Öko-Instituts e.V. im Auftrag der ITAD; Darmstadt, 2002
- DIN EN ISO 14040: Umweltmanagement – Ökobilanz – Prinzipien und allgemeine Anforderungen; Deutsche Fassung der EN ISO 14040:1997, August 1997, 16 S.
- DIN EN ISO 14041: Umweltmanagement – Ökobilanz – Festlegung des Ziels und des Untersuchungsrahmens sowie Sachbilanz; Deutsche Fassung der EN ISO 14041:1998, November 1998, 42 S.
- DIN EN ISO 14042: Umweltmanagement – Ökobilanz – Wirkungsabschätzung; Februar 1999, 28 S.; Deutsche Fassung der EN ISO 14042: 1999, Environmental management – Life cycle assessment – Life cycle impact assessment.
- DIN EN ISO 14043: Umweltmanagement – Ökobilanz – Auswertung; Januar 1999, 40 S.; Deutsche Fassung der EN ISO 14043: 2000, Environmental management - Life cycle assessment - Life cycle interpretation.
- DIW Berlin: DIW Wochenbericht 7/04. Berechnungen nach Bundesamt f. Wirtschaft und Ausfuhrkontrolle und BMWi, 2004
- Flamme, S.: Energetische Verwertung von Sekundärbrennstoffen in industriellen Anlagen – Ableitung von Maßnahmen zur umweltverträglichen Verwertung; Hg.: LASU; Münsteraner Schriften zur Abfallwirtschaft, Band 5; Münster 2002
- Giegrich, J.; Mampel, U.; Duscha, M.: Bilanzbewertung in produktbezogenen Ökobilanzen – Evaluation von Bewertungsmethoden, Perspektiven.
Endbericht zum Forschungsvorhaben 101 01 103, Umweltbundesamt, UBA-FB 95-034, Heidelberg 1995
- Grundmann, J.: Ersatzbrennstoffe – Aufbereitung, Mitverbrennung und Monoverbrennung von festen Siedlungsabfällen; Springer VDI-Verlag; Düsseldorf 2002
- Heilmann, A.: Stoffstrommanagement für Abfälle aus Haushalten; Beiträge zur Abfallwirtschaft, Band 13, TU Dresden, 2000
- ICU, IFEU, IGW: Szenarien der Bioabfall-Sammlung für das Land Berlin; Studie im Auftrag der Berliner Stadtreinigungsbetriebe (BSR), IFEU in Kooperation mit Ingenieurconsulting Umwelt und Bau (ICU) Berlin und Ingenieurgemeinschaft Witzenhausen (IGW), Berlin 2004.

- ifeu – Fehrenbach, H., Giegrich, J.: Ökologische Bilanzen in der Abfallwirtschaft; im Auftrag des UBA, FKZ 203 10 606, in UBA-Texte 10/99, Heidelberg, 1999
- ifeu – Fehrenbach, H., Giegrich, J., Schmidt, R.: Ökobilanzierende Untersuchung thermischer Entsorgungsverfahren für brennbare Abfälle in Nordrhein-Westfalen; Vorhaben im Auftrag des Ministerium für Umwelt- und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz, Düsseldorf; in Bearbeitung, Veröffentlichung 2006 erwartet.
- IVD – Institut für Verfahrenstechnik und Dampfesselwesen: Mitverbrennung von Klärschlamm unter Berücksichtigung des gasförmigen Quecksilberanteils bei unterschiedlichen Rauchgasreinigungssystemen; Forschungsarbeit, gefördert von BMWi – AiF; Stuttgart 2002
- Kost, Th.: Brennstofftechnische Charakterisierung von Haushaltsabfällen; Beiträge zur Abfallwirtschaft, Band 16, TU Dresden, 2000
- Kern, M., Sprick, W. Glorius, T.: Regenerative Anteile in Siedlungsabfällen und Sekundärbrennstoffen; Manuskript zum Recycling-Congress, Berlin 2001.
- LAGA – Länderarbeitsgemeinschaft Abfall: Bericht der LAGA zur 63. Umweltministerkonferenz, Umsetzung der Abfallablagerungsverordnung, 3. Fortschreibung; Stand 31.08.04
- Martel, Ch. : Brennstoff- und lastspezifische Untersuchung von Schwermetallen in Kohlestaubfeuerungen; Dissertation Universität Stuttgart; VDI Fortschrittberichte Reihe 15 Nr. 225; 2000
- MUNLV – Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (Hg.): Abfälle aus Kläranlagen in Nordrhein-Westfalen; Berichte zur Umwelt, Bereich Abfall Band 5, Studie des ifeu-Instituts; Düsseldorf 2001
- MUNLV – Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (Hg.): Co-Fermentation von biogenen Abfällen in Faulbehältern von Kläranlagen; Berichte zur Umwelt, Bereich Abwasser Band 22, Studie des ifeu-Instituts; Düsseldorf 2001a
- MUNLV – Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (Hg.): Leitfaden zur energetischen Verwertung von Abfällen in Zement-, Kalk- und Kraftwerken in Nordrhein-Westfalen; 2. Auflage; Düsseldorf 2005
- MUNLV/IFEU: Ökobilanzierende Untersuchung thermischer Entsorgungsverfahren für brennbare Abfälle in Nordrhein-Westfalen; Forschungsarbeit im Auftrag des MUNLV, Düsseldorf; in Bearbeitung, Abschluss 2006 erwartet
- Pehnt: Ganzheitliche Bilanzierung von Brennstoffzellen in der Energie- und Verkehrstechnik, VDI-Verlag, Fortschrittsberichte Reihe 6 Nr. 476, ISBN 3-18-347606-1. 2003-04-12; 2003
- Rentz, O, Karl, U., Peter, H.: Ermittlung und Evaluierung von Emissionsfaktoren für Feuerungsanlagen in Deutschland für die Jahre 1995, 2000 und 2010; Forschungsbericht 299 43 142, im Auftrag des Umweltbundesamts, Karlsruhe 2002

- Rentz, O, Sasse, H., Karl, U., Schleef, H.-J., Dorn, R.: Maßnahmen zur Emissionsminderung bei stationären Quellen in der Bundesrepublik Deutschland; Band II, Minderung von Schwermetallemissionen; Forschungsbericht 204 02 360; UBA Texte 26/98
- Reimann, D.O.: ITAD Energiebericht Zeitraum 2001- 2004 - Energiedaten zur thermischen Restabfallbehandlung, Kennzahlen zur Energie und zur Anlagennutzung sowie Wirkungsgrade deutscher Abfallverbrennungsanlagen; Vortrag auf der 8. ITAD Mitgliederversammlung, Berlin 05.09.2005
- Rotter, S.: Schwermetalle in Haushaltsabfällen; Beiträge zur Abfallwirtschaft, Band 27, TU Dresden, 2002
- UBA - Umweltbundesamt: Bewertung in Ökobilanzen. *Methode des Umweltbundesamtes zur Normierung von Wirkungsindikatoren, Ordnung (Rangbildung) von Wirkungskategorien und zur Auswertung nach ISO 14042 und 14043. Version '99*; UBA Texte 92/99
- UBA – Umweltbundesamt : Ökobilanz für Getränkeverpackungen. Texte 52/95; Berlin, 1995
- UBA – Umweltbundesamt: Grundsätze und Maßnahmen für eine vorsorgeorientierte Begrenzung von Schadstoffeinträgen in landbaulich genutzten Böden, Berlin 2001 (= UBA-Texte 59/01)
- UBA – Umweltbundesamt: Daten zur Anlagentechnik und zu den Standorten der thermischen Klärschlamm Entsorgung in der Bundesrepublik Deutschland; 3. überarbeitete Auflage (08/2004)
- VDZ 2004 – Umweltdaten der deutschen Zementindustrie 2004. Verein Deutscher Zementwerke e.V. Forschungsinstitut der Zementindustrie.

ANHANG

1. Tabellen Grundlegenden Daten zur Abfallzusammensetzung

2. Sankey-Darstellungen

1. Tabellen Grundlagendaten zur Abfallzusammensetzung

Tab. A 1 Zusammensetzung der Abfallarten nach Sortierfraktionen; Mittelwertbildung durch IFEU auf Basis folgender Quellenangaben: BayLfU 2002, INFA 2004, Dehoust et al. 2002

Sortierfraktion	Restabfall	HMG (PPK-reich)	HMG (Kunststoff-reich)	Sperrmüll
Feinfraktion	11,35%	11,7%	11,7%	-
Mittelfraktion	12,88%	8,0%	8,5%	18,0%
Organik	23,47%	8,1%	7,1%	2,0%
Holz	1,88%	12,4%	12,4%	49,0%
Hygieneprodukte	8,28%	-	-	-
Papier, Pappe, Karton	10,59%	15,0%	8,7%	2,0%
Kunststoffverpackungen	3,79%	3,0%	5,0%	-
Kunststofffolien	0,86%	3,2%	5,0%	-
Kunststoffe, technische Artikel (nicht PVC)	0,36%	1,0%	3,0%	-
Kunststoffe, sonstige (PVC)	0,2%	1,0%	2,0%	-
Kunststoffe, sonstige (nicht PVC)	3,17%	2,5%	2,0%	12,0%
Summe Kunststoffe	8,38%	10,7%	17,0%	12,0%
Verpackungsverbunde	1,33%	6,0%	6,0%	-
Verbunde, sonstige	2,88%	6,0%	6,0%	-
Renovierungsabfälle	1,32%	-	-	-
Staubsaugerbeutel	0,29%	-	-	-
Glas	5,01%	3,7%	3,7%	-
Fe-Metalle	3,41%	2,7%	2,7%	8,0%
NE-Metalle	0,39%	0,4%	0,4%	-
Inertstoffe	3,52%	12,9%	12,9%	4,0%
Textilien	3,03%	1,9%	1,9%	5,0%
Schuhe	0,94%	-	-	-
Leder	0,14%	-	-	-
Gummi	0,09%	-	-	-
Kork	0,03%	-	-	-
Elektronikschrott	0,78%	0,5%	1,0%	-

Tab. A 2 Elementarzusammensetzung der Sortierfraktionen

	Wasser- gehalte	Elementargehalte bezogen auf TS				
		C fossil	C rege- nerativ	Cd mg/kg	Hg mg/kg	Sb ^{a)} mg/kg
Feinfraktion	28,0%	6,5%	9,8%	2,4	0,394	10
Mittelfraktion	50,0%	26,3%	11,3%	4,3	0,11	10
Organik	60,0%	0,4%	41,9%	2,8	0,039	0,1
Holz	15,0%	0,5%	45,2%	0,8	0,09	0,5
Hygieneprodukte	62,0%	4,2%	38,1%	2,5	0,103	0,98
PPK	22,0%	0,4%	37,7%	2,3	0,1	2,31
Kunststoffverpackungen	18,0%	73,1%	0,0%	3,1	0,083	28,54
Kunststofffolien	18,0%	73,1%	0,0%	3,1	0,083	28,54
techn. Kunststoffe	5,0%	68,8%	0,0%	691 ^{b)}	9,0 ^{b)}	122 ^{b)}
Kunststoffe PVC	5,0%	36,9%	0,0%	100 ^{b)}	0,1 ^{b)}	10 ^{b)}
sonst. Kunststoffe	5,0%	73,1%	0,0%	3,1 ^{b)}	0,1 ^{b)}	28,5 ^{b)}
Verpackungsverbunde	20,0%	14,4%	33,6%	3	0,047	22,4
sonst. Verbunde	8,0%	33,5%	14,4%	26,6	0,64	0,98
Renovierungsabfälle	5,0%	33,0%	14,1%	24,5	0,291	1
Staubsaugerbeutel	11,0%	3,6%	32,0%	3,9	0,714	1
Glas	2,0%	0,3%	0,3%	2,6	0,007	1
Fe-Metalle	1,0%	0,1%	0,1%	5 ^{e)}	0,24 ^{f)}	200
NE-Metalle	1,0%	0,1%	0,1%	2,0 ^{e)}	0,17 ^{f)}	10 ^{d)}
Inertstoffe	3,0%	1,0%	1,0%	32,6	0,026	1
Textilien	15,0%	11,7%	35,0%	2,4	0,1 ^{f)}	9,21
Schuhe	5,0%	13,0%	38,9%	12,9	0,183	5 ^{d)}
Leder ^{c)}	6,0%	50,9%	5,7%	18,5	1,63	5 ^{d)}
Gummi ^{c)}	6,0%	39,6%	17,0%	18,5	1,63	5 ^{d)}
Kork ^{c)}	6,0%	0,6%	56,0%	18,5	1,63	5 ^{d)}
E-Schrott	1,0%	44,4%	0,0%	228,8	1,688	20 ^{d)}

Erläuterungen zu Datenquellen:

Basisquellen sind primär BayLfU [2002] und Rotter [2002] mit folgenden Ausnahmen:

- Für Antimon, Sb liegen keine Angaben durch BayLfU und Rotter vor. Hier wurden hilfsweise Daten aus MUNLV [2005]
- Messwerte durch APME zitiert in Heyde, Kremer [
- Die Gruppe Leder/Gummi/Kork wurde bis auf C-Gehalt gleich behandelt.
- hierzu wurden Schätzwerte durch IFEU angenommen Grüne Felder = sehr grobe Schätzung
- Gelbe Felder, Werte von Heilmann 2000
- Angaben INFA

2. Sankey-Darstellungen

Stoffstromsystem: MVA
Abfall: Restabfall
Element: Cadmium

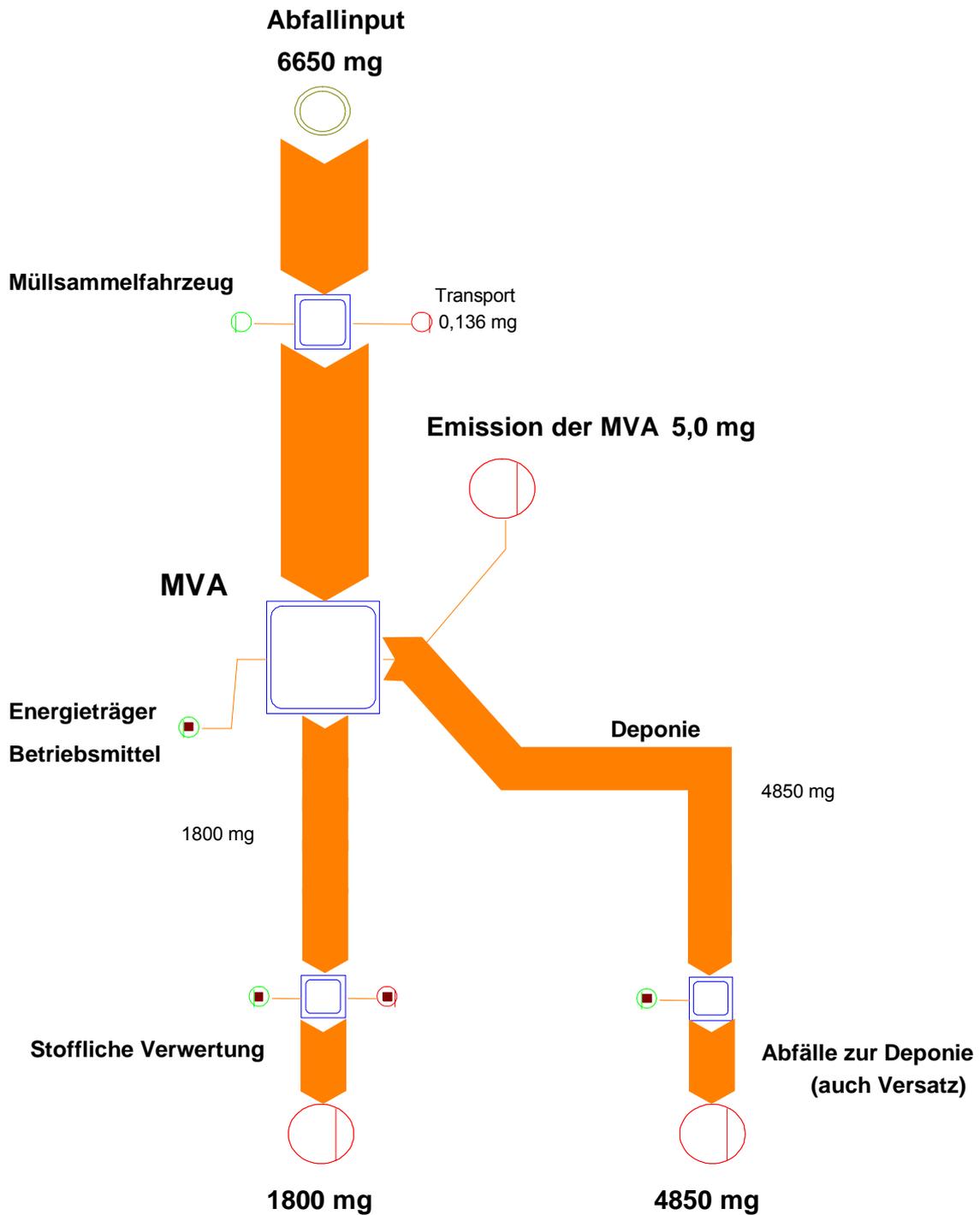


Abb. A 1 Stoffstrombetrachtung für Cadmium im System „MVA“ für Restabfall

Stoffstromsystem: MVA
Abfall: Restabfall
Element: Quecksilber

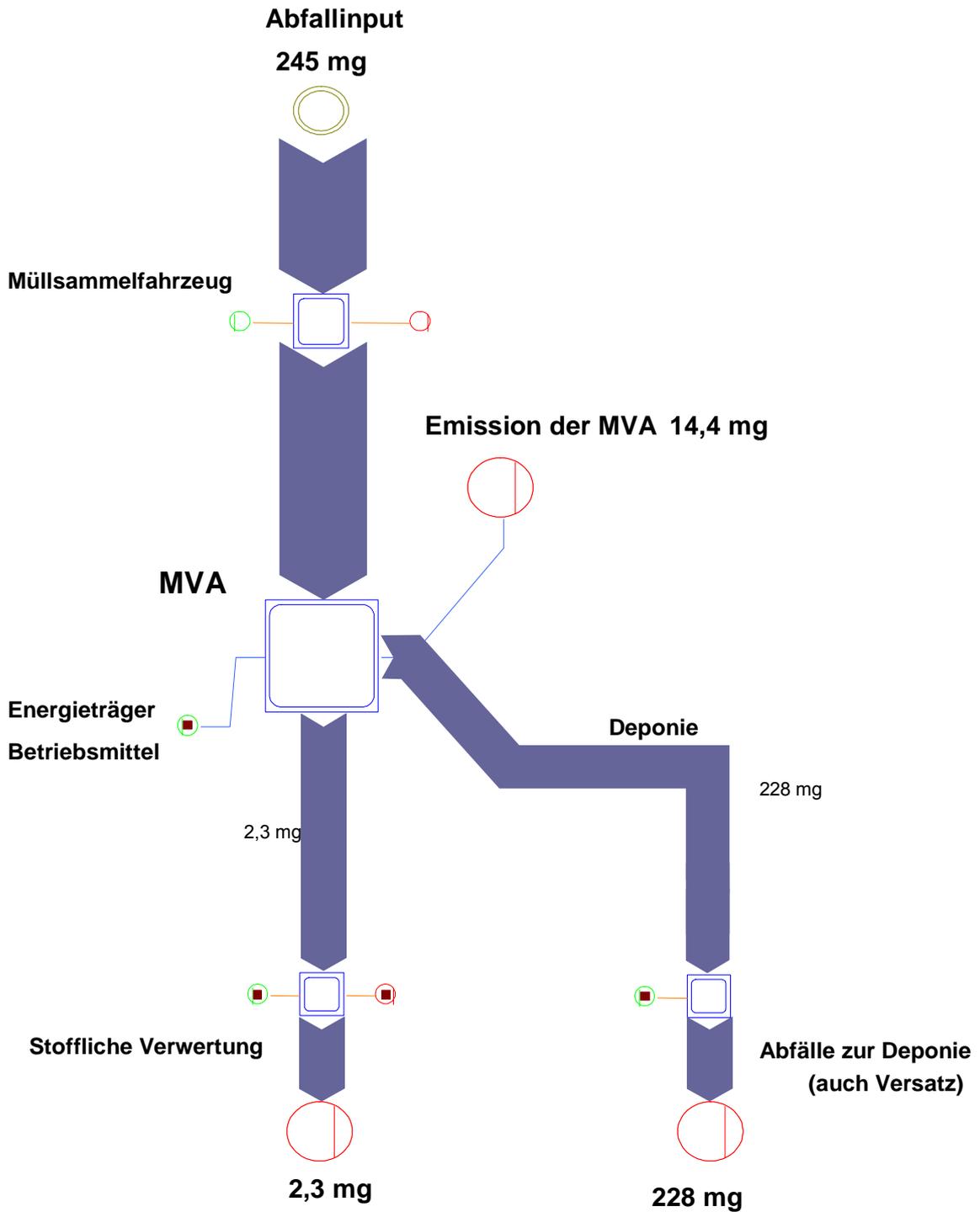


Abb. A 2 Stoffstrombetrachtung für Quecksilber im System „MVA“ für Restabfall

Stoffstromsystem: MVA
Abfall: Restabfall
Element: Antimon

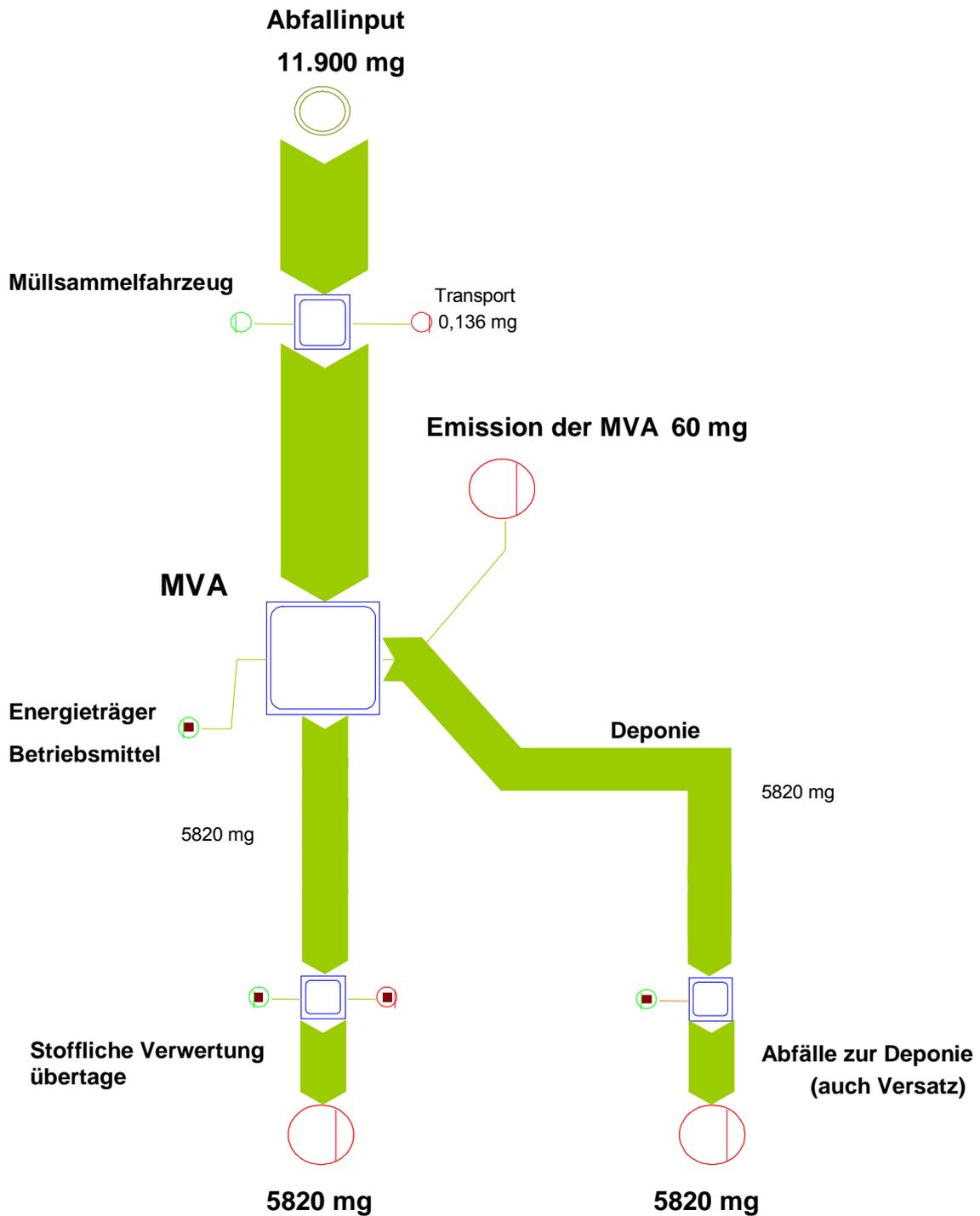


Abb. A 3 Stoffstrombetrachtung für Antimon im System „MVA“ für Restabfall

Stoffstromsystem: MVA
Abfall: hausmüllähnlicher Gewerbeabfall, papierreich (HM_PPK)
Element: Cadmium

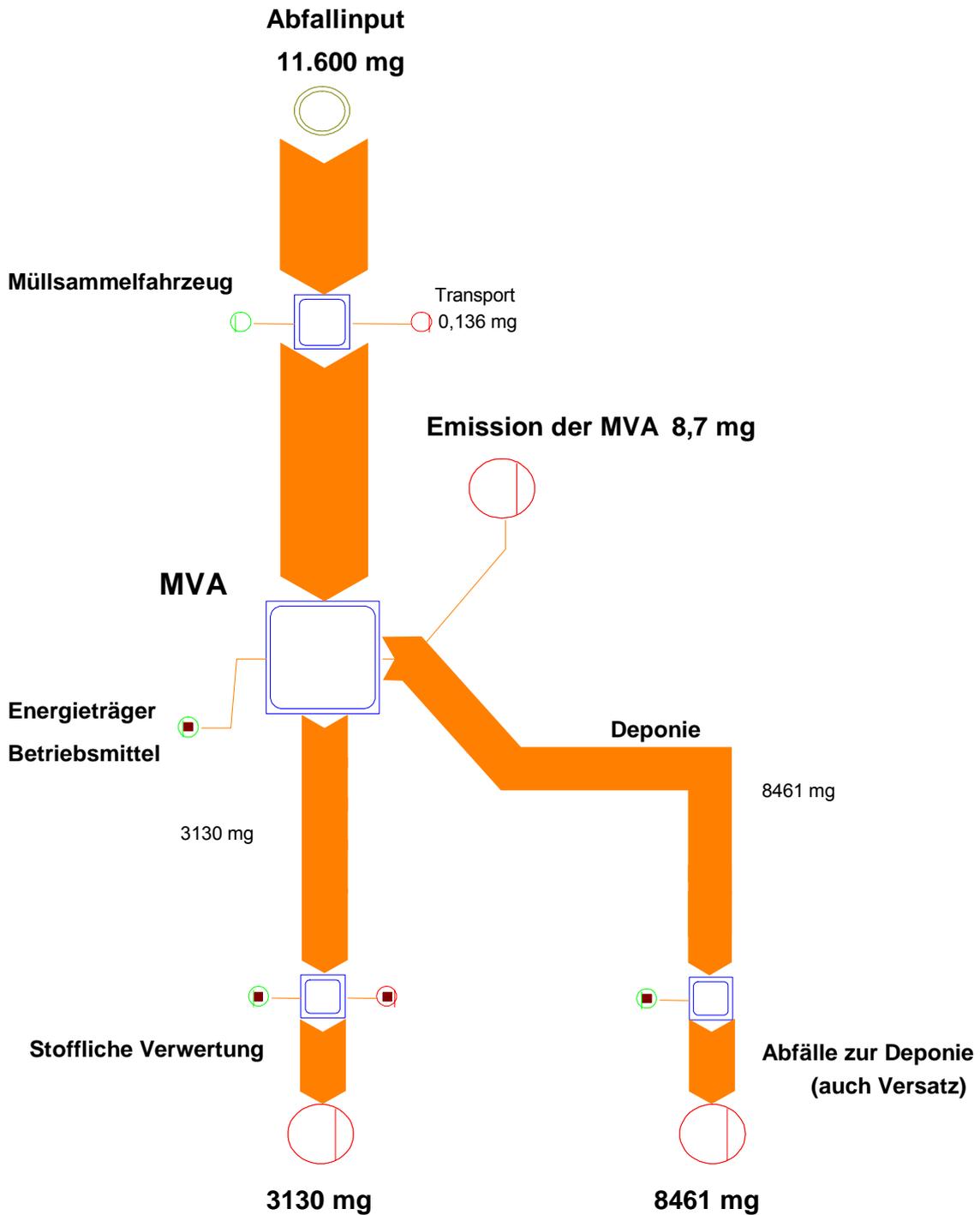


Abb. A 4 Stoffstrombetrachtung für Cadmium im System „MVA“ für hausmüllähnlichen Gewerbeabfall, papierreich

Stoffstromsystem: MVA
Abfall: hausmüllähnlicher Gewerbeabfall, papierreich (HM_PPK)
Element: Quecksilber

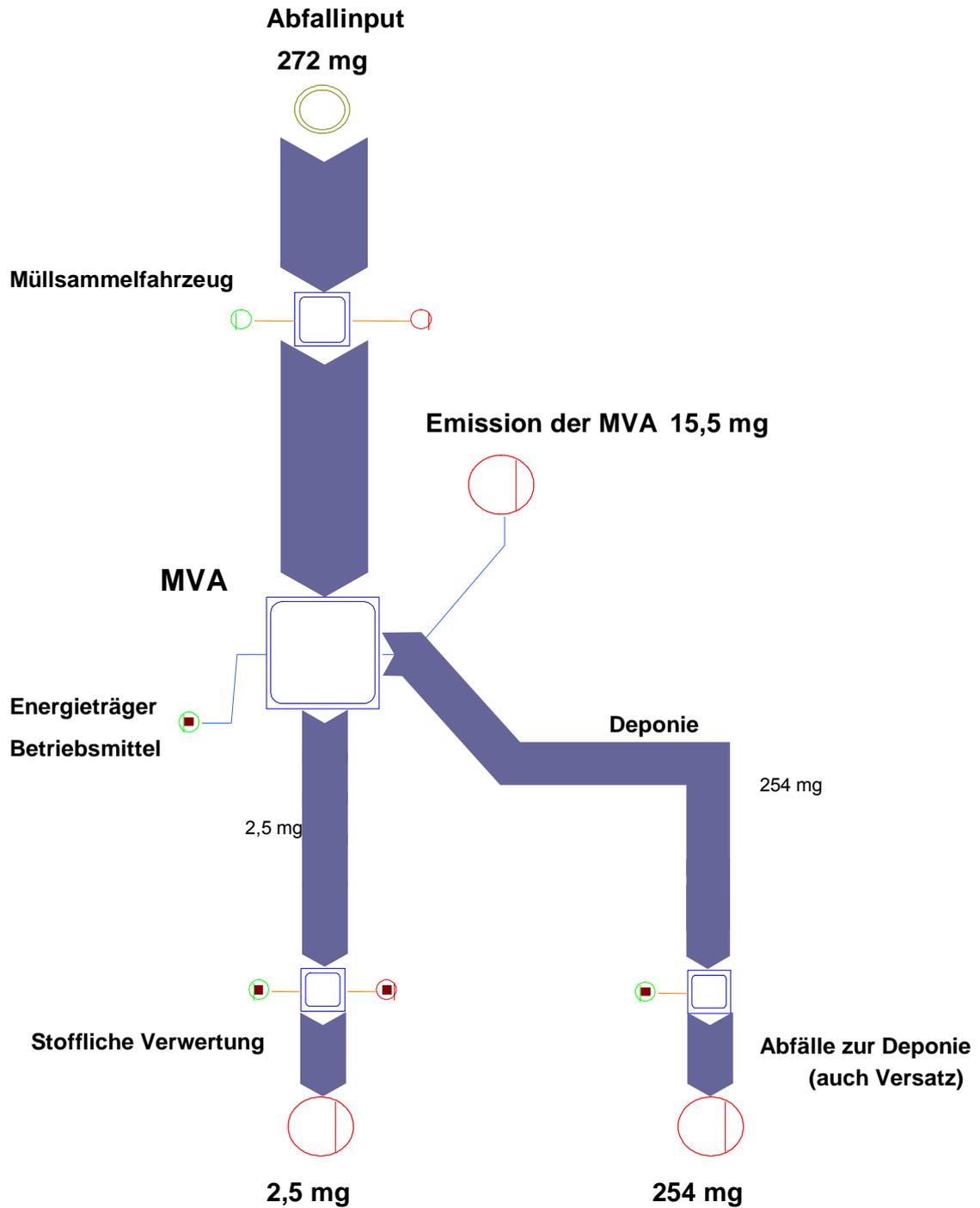


Abb. A 5 Stoffstrombetrachtung für Quecksilber im System „MVA“ für hausmüll-ähnlichen Gewerbeabfall, papierreich

Stoffstromsystem: MVA
Abfall: hausmüllähnlicher Gewerbeabfall, papierreich (HM_PPK)
Element: Antimon

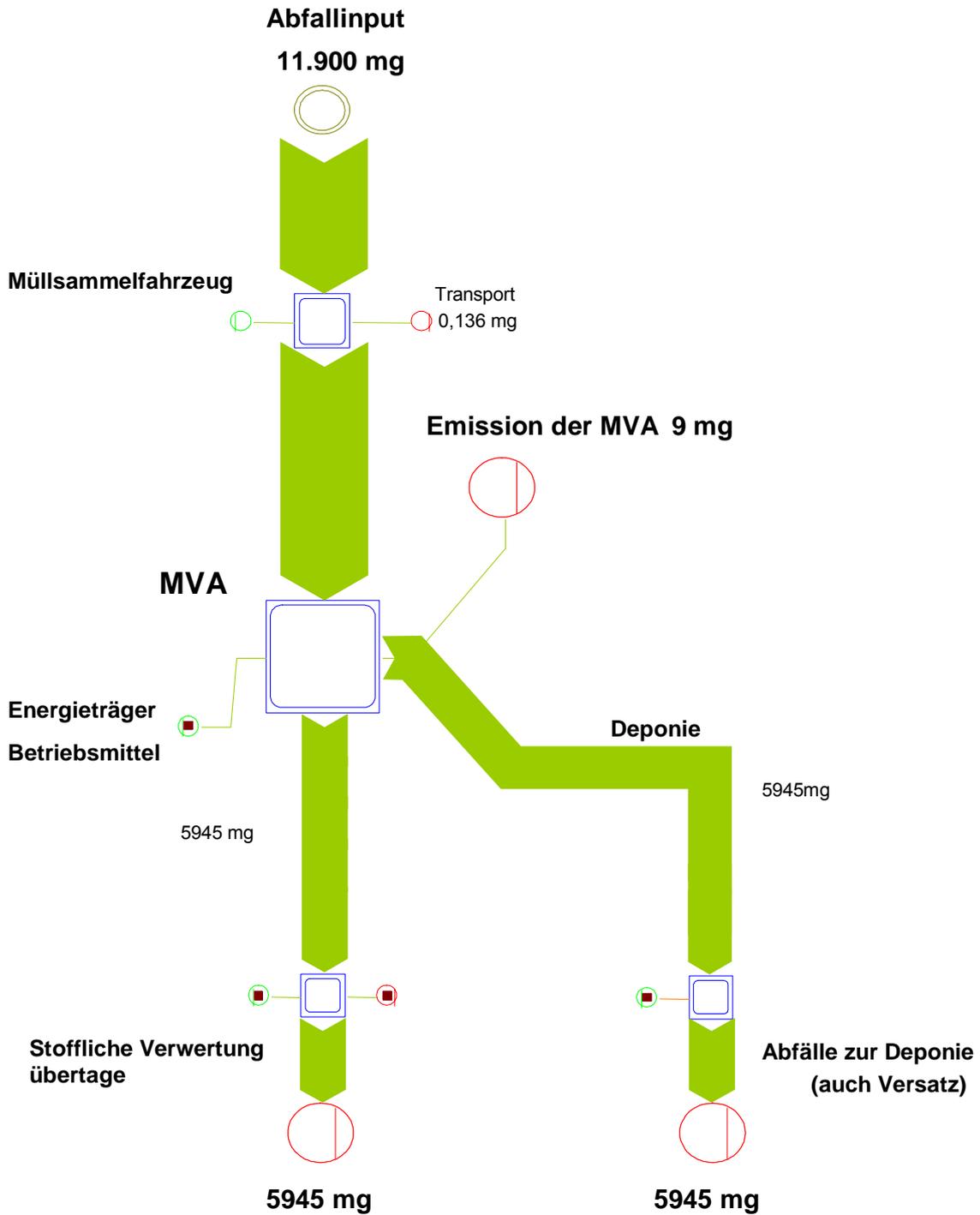


Abb. A 6 Stoffstrombetrachtung für Antimon im System „MVA“ für hausmüllähnlichen Gewerbeabfall, papierreich

Stoffstromsystem: EBS aus MBA in Kraftwerk, MBA-Rest in MVA (RA2a KW)
Abfall: Restabfall
Element: Cadmium

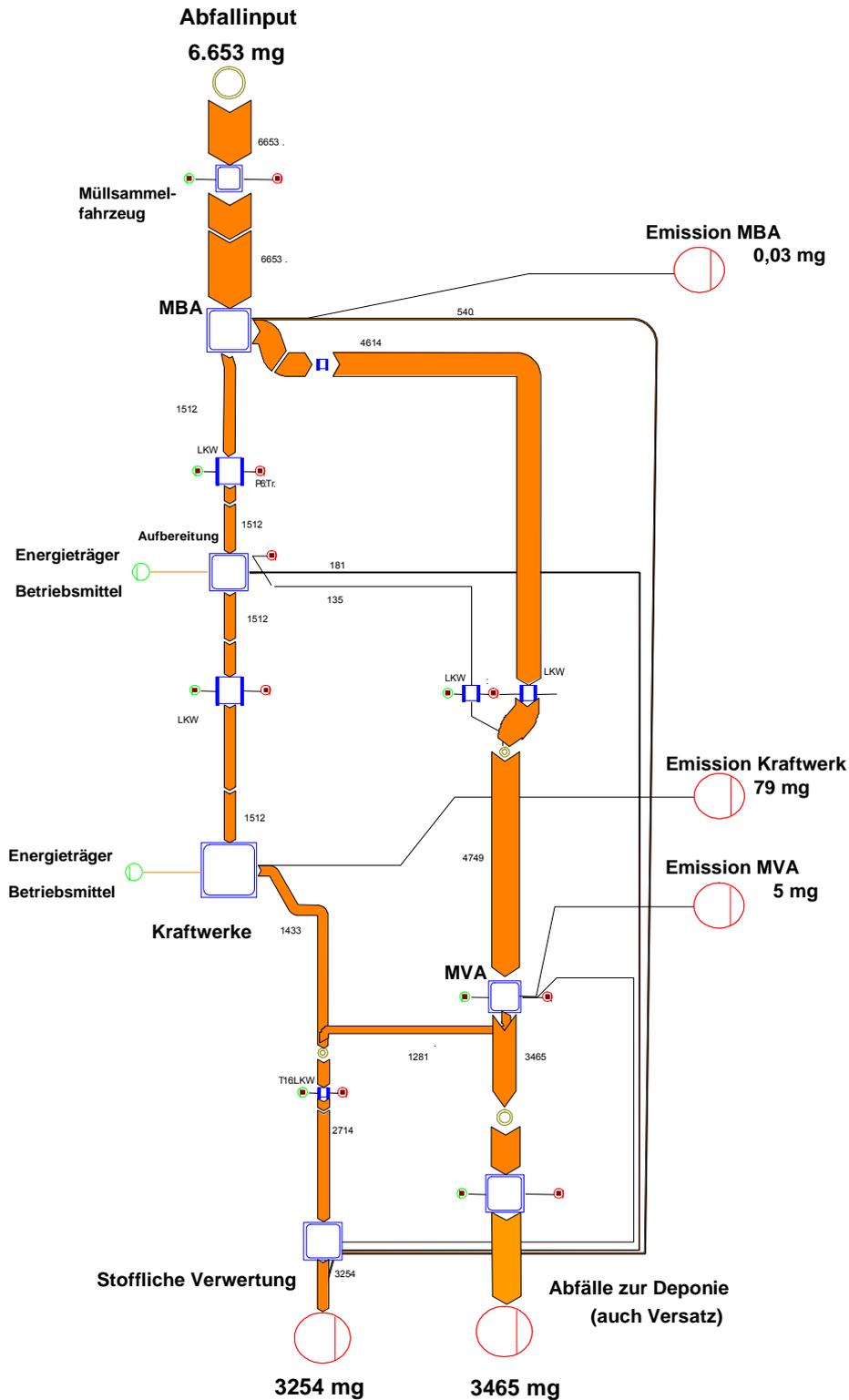


Abb. A 7 Stoffstrombetrachtung für Cadmium im System „EBS aus MBA in Kraftwerk, MBA-Rest in MVA“ für Restabfall“

Stoffstromsystem: EBS aus MBA in Kraftwerk, MBA-Rest in MVA (RA2a KW)
Abfall: Restabfall
Element: Quecksilber

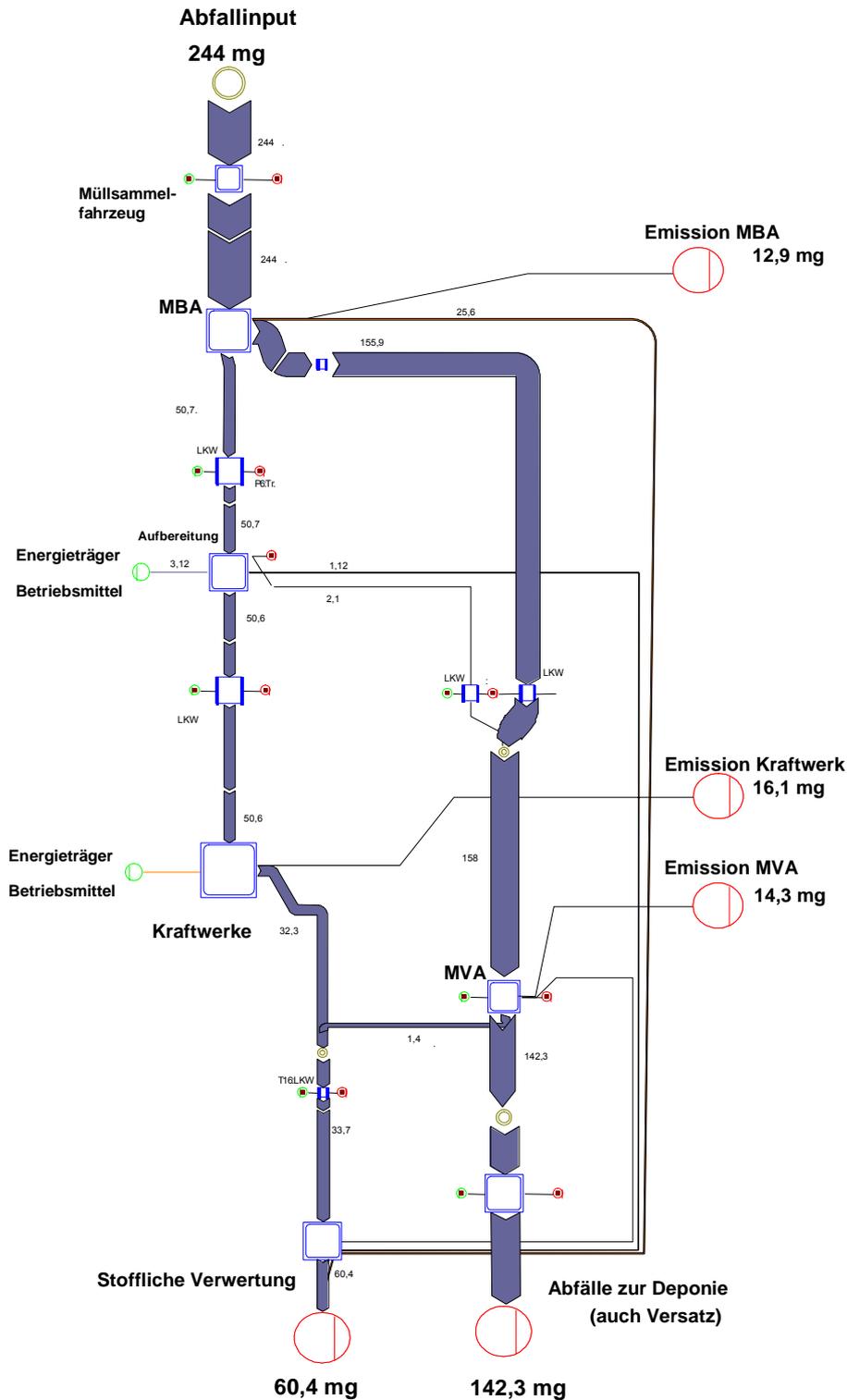


Abb. A 8 Stoffstrombetrachtung für Quecksilber im System „EBS aus MBA in Kraftwerk, MBA-Rest in MVA“ für Restabfall“

Stoffstromsystem: EBS aus MBA in Kraftwerk, MBA-Rest in MVA (RA2a KW)
Abfall: Restabfall
Element: Antimon

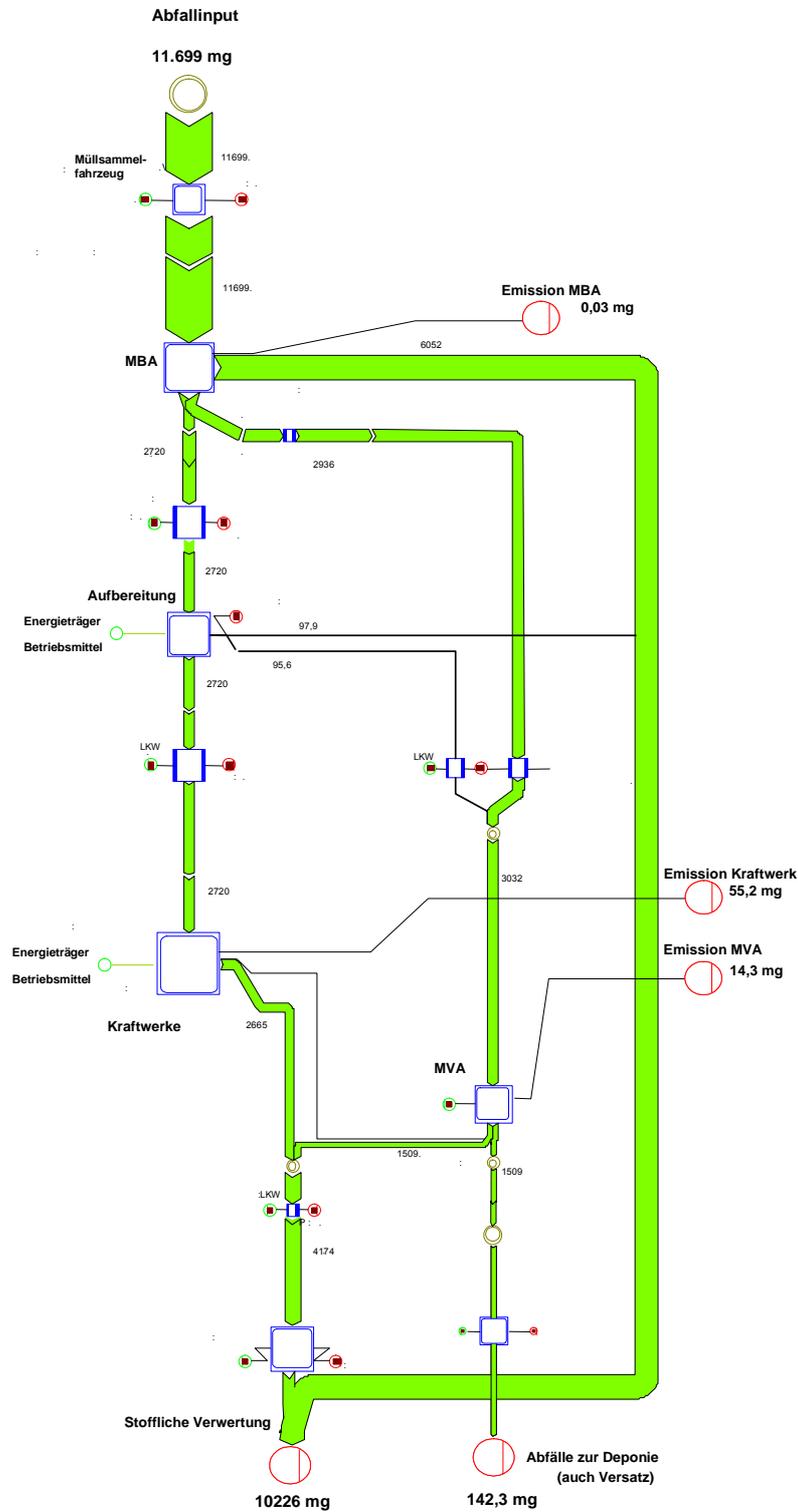


Abb. A 9 Stoffstrombetrachtung für Antimon im System „EBS aus MBA in Kraftwerk, MBA-Rest in MVA“ für Restabfall“

Stoffstromsystem: EBS aus MBA in Kraftwerk, MBA-Rest in MVA (RA2a KW)
Abfall: hausmüllähnlicher Gewerbeabfall, papierreich (HM_PPK)
Element: Cadmium

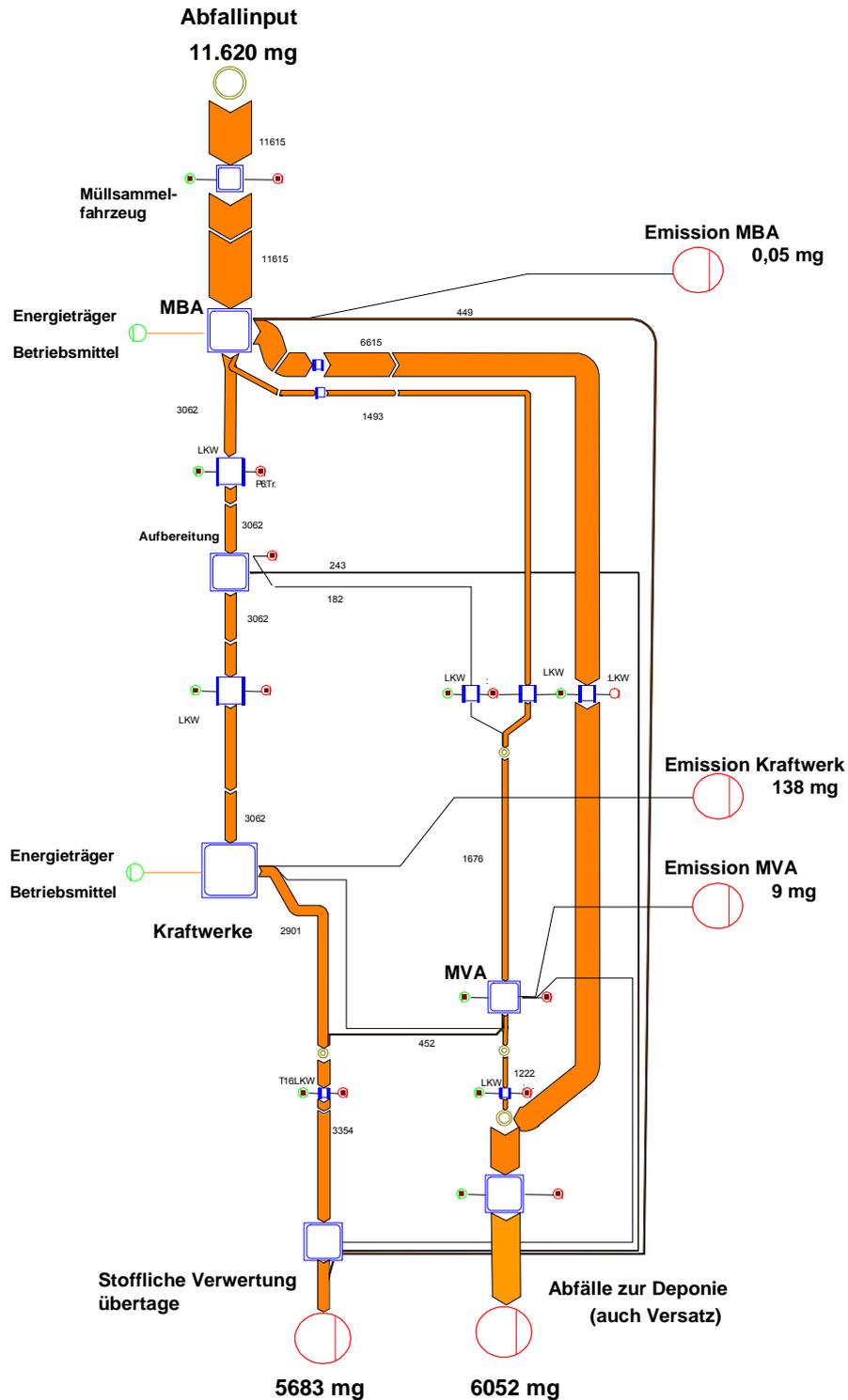


Abb. A 10 Stoffstrombetrachtung für Cd im System „EBS aus MBA in Kraftwerk, Rest in MVA“ für hausmüllähnlichen Gewerbeabfall, papierreich

Stoffstromsystem: EBS aus MBA in Kraftwerk, MBA-Rest in MVA (RA2a KW)
Abfall: hausmüllähnlicher Gewerbeabfall, papierreich (HM_PPK)
Element: Quecksilber

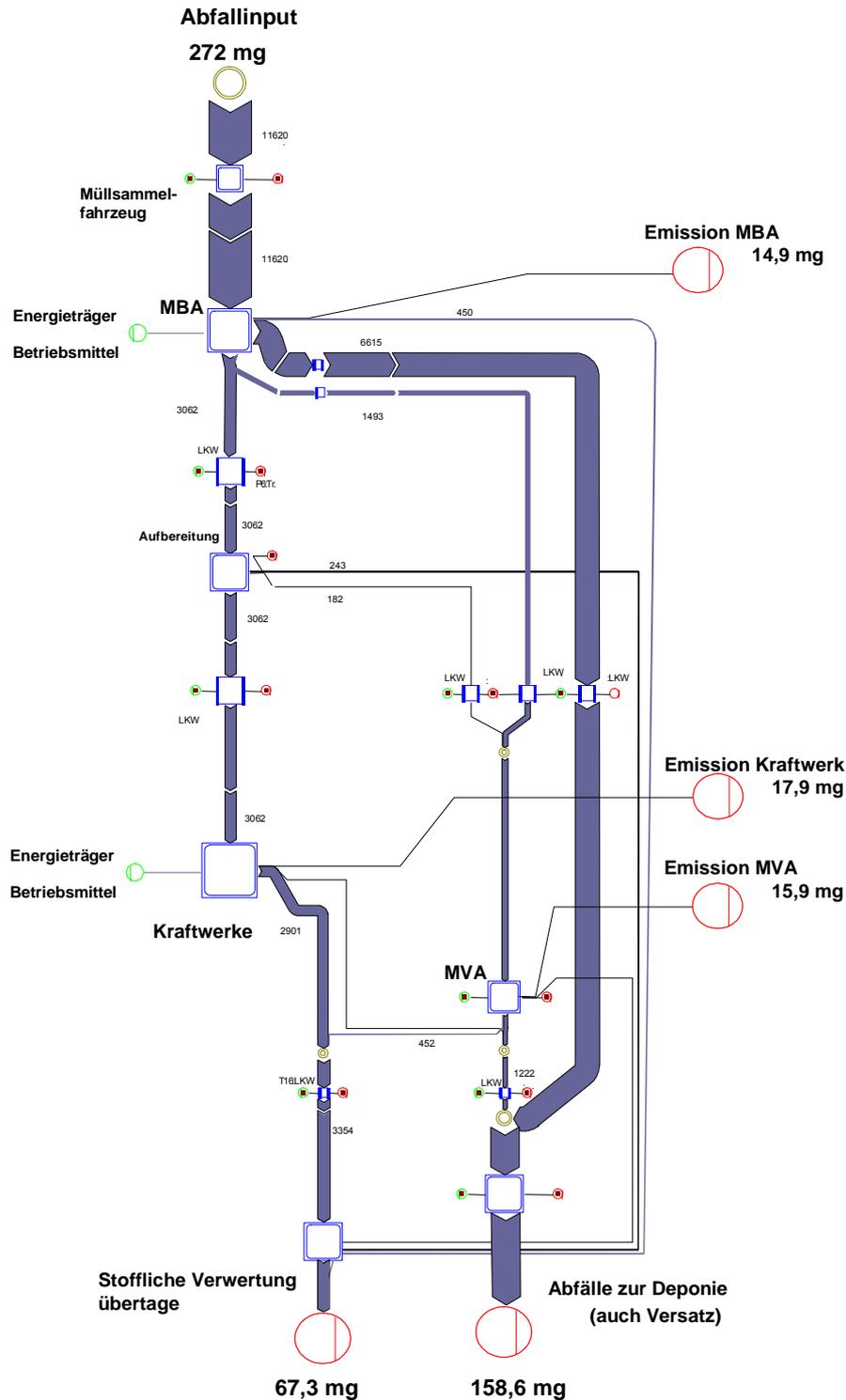


Abb. A 11 Stoffstrombetrachtung für Hg im System „EBS aus MBA in Kraftwerk, Rest in MVA“ für hausmüllähnlichen Gewerbeabfall, papierreich

Stoffstromsystem: EBS aus MBA in Kraftwerk, MBA-Rest in MVA (RA2a KW)
Abfall: hausmüllähnlicher Gewerbeabfall, papierreich (HM_PPK)
Element: Antimon

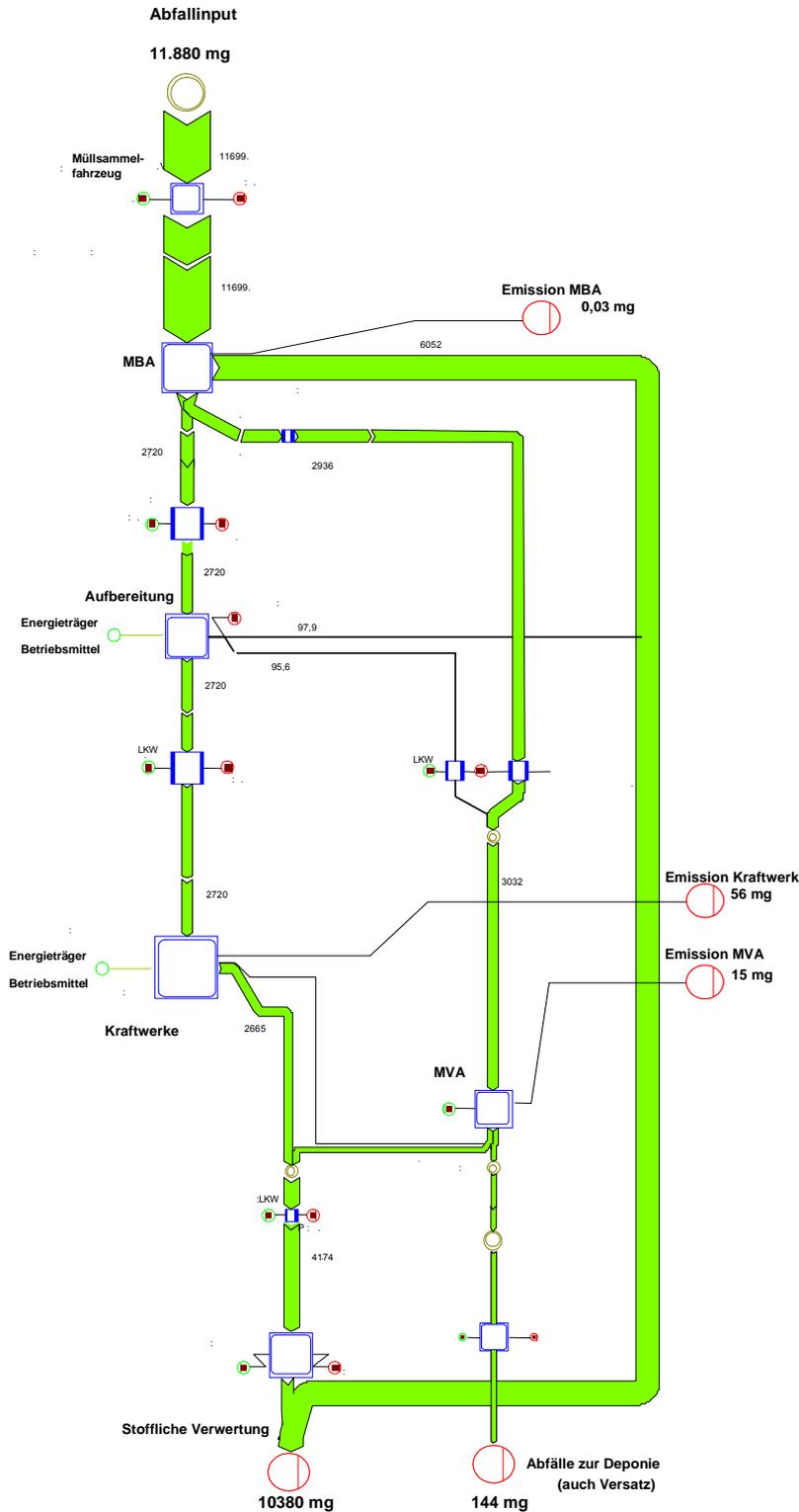


Abb. A 12 Stoffstrombetrachtung für Sb im System „EBS aus MBA in Kraftwerk, Rest in MVA“ für hausmüllähnlicher Gewerbeabfall, papierreich“

