



Technische Universität Wien
Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft



ASTRA

Auswirkungen unterschiedlicher Szenarien der thermischen Verwertung von Abfällen in Österreich

**Auswirkungen unterschiedlicher Szenarien
der thermischen Verwertung von Abfällen
in Österreich (ASTRA)**

Endbericht

Roland Fehringer
Helmut Rechberger
Hanna-Leena Pesonen
Paul H. Brunner

Im Auftrag der ARGE Thermik

Wien, im November 1997

Die Autoren der Studie bedanken sich bei der ARGE Thermik, im besonderen bei Herrn Mag. Anton Stana, für die engagierte und vertrauensvolle Zusammenarbeit.

Die Firma UV&P hat uns bei Teilen von Kapitel 6.3 beraten.

Wissenschaftliche Leitung:
Paul H. Brunner

Projektleitung:
Roland Fehring

Bearbeitung:
Roland Fehring
Helmut Rechberger
Hanna-Leena Pesonen

Unter Mitarbeit von:
Albena Kisliakova
Thomas Annegg
Gernot Häusler
Alexander Simader

Grafische Gestaltung und Layout:
Inge Hengl

Impressum:
Technische Universität Wien
Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft
Abteilung Abfallwirtschaft
A-1040 Wien, Karlsplatz 13/226.4
Tel.: +43 1 58 801 - 3196 (Sekretariat)
Fax.: + 43 1 504 22 34
E-Mail: aws@awsunix.tuwien.ac.at
Homepage: <http://awsunix.tuwien.ac.at>

3. überarbeitete und ergänzte Auflage



Kurzfassung

Brennbare Abfälle stellen einerseits ein großes Potential an nutzbarer Energie dar, andererseits sind sie ein wichtiger Träger von Schadstoffen. Damit die Ziele des Österreichischen Abfallwirtschaftsgesetzes (AWG) erfüllt werden, müssen brennbare Abfälle in entsprechend ausgerüsteten Anlagen verwertet werden.

In der vorliegenden Arbeit wird die Frage untersucht, welche Verfahren respektive Verfahrenskombinationen eine optimale Verwertung brennbarer Abfälle ermöglichen. Zu diesem Zweck werden dem Ist-Zustand der Österreichischen Abfallwirtschaft insgesamt 7 praxisrelevante Szenarien gegenübergestellt. Als Bewertungskriterien werden in erster Linie die Ziele des AWG benutzt. Um die Ziele „Umweltverträglichkeit“ und „optimale Ressourcennutzung“ zu konkretisieren, werden Stoffflußanalysen bis zu den „Senken“ durchgeführt. Anhand der Resultate der Gegenüberstellung wird ein neuer Vorschlag für die Zuordnung von Abfällen zu thermischen Anlagen entwickelt. Dieses Szenario soll eine optimale Erfüllung der Ziele des AWG gewährleisten.

Es wird vorgeschlagen, die in der vorliegenden Arbeit als Ausgangsbasis ermittelten 8,5 Mio. Tonnen pro Jahr brennbarer Abfälle wie folgt zu verwerten (in Klammer steht die Differenz gegenüber dem Ist-Zustand): 3,4 Mio. t/a stoffliche Verwertung; 2,0 Mio. t/a in industriellen thermischen Anlagen mit MVA-Standard (+1,8 Mio. t/a); 1,5 Mio. t/a in Müllverbrennungsanlagen (+1,0 Mio. t/a); 1,2 Mio. t/a in thermischen Anlagen (hauptsächlich Papier- und Holzindustrie) und 0,2 Mio. t/a in der Zementindustrie (+ 0,1 Mio. t/a).

Gegenüber dem Ist-Zustand bringt dieser Vorschlag bei vergleichbaren Kosten folgende wesentliche Vorteile: Die gesamte, aus der Abfallverbrennung resultierende Belastung der Luft wird um 43 % reduziert, obschon 2,3 mal mehr Abfälle verbrannt werden. Das benötigte Deponievolumen nimmt um 80 % ab. Der organische Kohlenstoff in allen abgelagerten Abfällen erfüllt den Grenzwert von 3 % der neuen Deponieverordnung. Die Effizienz der Nutzung der in den Abfällen enthaltenen Energie nimmt total von 38 % auf 97 % zu. Der „stoffliche Wirkungsgrad“, das heißt die Masse an ausgewählten Stoffen im „richtigen“ Endprodukt, nimmt auf mehr als das Doppelte zu.

Als Schlußfolgerung ergibt sich, daß bei einer aktiven, bewußten Zuordnung von brennbaren Abfällen zu thermischen Verwertungsanlagen mit entsprechendem Stand der Technik die Ziele des AWG zu gleichen Kosten, aber weit besser als beim Ist-Zustand, erreicht werden können.



Abstract

ASTRA - The Impact of Thermal Waste Treatment on the Environment in Austria

Combustible wastes hold a large potential of valuable energy, yet they can also carry harmful and toxic substances. In order to fulfill the goals of the Austrian Waste Management Act (WMA) - *protection of humans and the environment; conservation of energy, materials and space; landfills without aftercare* - combustible wastes must be utilized for heat recovery in plants which are well equipped with stringent pollution control devices.

This report investigates which processes and combination of processes provide the optimum utilization of combustible wastes in accordance with the goals of the Austrian WMA. Present-day waste management is compared with seven scenarios relevant to practical treatment procedures. In order to evaluate the performance of these scenarios, material flow analyses were carried out for selected materials of importance to waste management. Each analysis included all relevant processes of waste management as well as the final sinks of the materials investigated. Based on this procedure, an „optimum scenario“ was developed to assign various waste materials to different types of thermal plants.

The results indicate that the 8.5 million tons of combustible wastes per year (t/a) should be utilized as follows (the increase above the current day figures is given in parentheses): Materials recovery 3.4 million t/a; industrial co-incineration complying with municipal solid waste incinerator emission standards 2.0 million t/a (+ 1.8 mill t/a); municipal solid waste incinerators 1.5 million t/a (+1.0 mill t/a); industrial heat recovery plants (mainly pulp and paper industry) 1.2 million t/a; cement industry 0.2 million t/a (+0.1 mill t/a).

In comparison with present day disposal practices, the „optimum scenario“ yields the following substantial benefits at comparatively the same costs: Emissions to the atmosphere are decreased by 43% despite the fact that 2.3 times more wastes are incinerated. Landfill volume is reduced by 80%. The organic carbon content of all landfill residues complies with the 3% limit of the new Austrian Landfilling Ordinance. The efficiency of utilizing the energy content of the wastes is increased from 38% to 97%. The amount of materials directed to appropriate compartments and final sinks is more than doubled.

The main conclusion from this study is, that pro-active assignment of combustible wastes to state-of-the-art types of thermal utilization and treatment plants allows Austria to fulfill its waste management goals at equal costs, but with a much higher standard of environmental protection than today's practice.



5.1.3 Stoffkonzentrationen der brennbaren Abfälle	24
5.1.4 Dichte der Reststoffe.....	24
5.1.5 Aschen der Abfälle.....	24
5.1.6 Heizwerte der brennbaren Abfälle	24
5.2 Prozeßbezogene Daten	25
5.2.1 Transferkoeffizienten der Prozesse	25
5.2.2 Nutzungsgrade der Prozesse	25
5.3 Kostenbezogene Daten	26
6 ERGEBNISSE	27
6.1 Brennbare Abfälle in Österreich.....	27
6.2 Stoffkonzentrationen der Abfälle	28
6.3 Darstellung der Prozesse	31
6.3.1 Müllverbrennungsanlage (MVA).....	31
6.3.1.1 Beschreibung.....	31
6.3.1.2 Transferkoeffizienten für Güter und Stoffe	31
6.3.2 Sonderabfallverbrennungsanlage (SVA).....	33
6.3.2.1 Beschreibung.....	33
6.3.2.2 Transferkoeffizienten für Güter und Stoffe	33
6.3.3 Industrielle Verbrennung nach MVA -Standard (MVA+)	33
6.3.3.1 Beschreibung.....	33
6.3.3.2 Transferkoeffizienten für Güter und Stoffe	34
6.3.4 Industrielle Verbrennung ohne MVA-Standard (MVA-).....	35
6.3.4.1 Beschreibung.....	35
6.3.4.2 Transferkoeffizienten für Güter und Stoffe	35
6.3.5 Holzindustrie und Biomassefeuerungen	35
6.3.5.1 Beschreibung.....	35
6.3.5.2 Transferkoeffizienten für Güter und Stoffe	36
6.3.6 Zellstoff- und Papierindustrie	39
6.3.6.1 Beschreibung.....	39
6.3.6.2 Transferkoeffizienten für Güter und Stoffe	39
6.3.7 Zementindustrie (Prozeß Zementherstellung).....	43
6.3.7.1 Beschreibung.....	43
6.3.7.2 Transferkoeffizienten für Güter und Stoffe	43
6.3.8 Stoffliche Verwertung.....	49
6.3.9 Mechanisch-biologische Behandlung	49
6.3.9.1 Beschreibung.....	50
6.3.9.2 Transferkoeffizienten für Güter und Stoffe	50



6.3.10 Restmüllsplitting	51
6.3.10.1 Beschreibung.....	51
6.3.10.2 Transferkoeffizienten für Güter und Stoffe	51
6.3.10.3 Abluft mechanisch-biologischer Prozesse	54
6.3.11 Herhof	55
6.3.11.1 Beschreibung.....	55
6.3.11.2 Transferkoeffizienten für Güter und Stoffe	57
6.3.12 Deponietypen	59
6.3.12.1 Beschreibung.....	59
6.3.12.2 Transferkoeffizienten für Güter und Stoffe	59
6.3.13 Transferkoeffizienten aller Prozesse	63
6.4 Ausgewählte Szenarien.....	67
6.4.1 Annahmen für die Zuteilung der Abfälle im Szenario 5 (Soll- Zustand)	69
6.4.1.1 Kriterien für die Zuteilung der Abfälle an die Verbrennung ohne MVA-Standard im Szenario 5	70
6.5 Güterbilanz	76
6.6 Stoffbilanz	78
6.7 Energiebilanz	80
6.7.1 Gesamtenergetischer Input der brennbaren Abfälle	80
6.7.2 Nutzungsgrade der einzelnen Prozesse	81
6.7.2.1 Müllverbrennungsanlage (MVA).....	81
6.7.2.2 Sonderabfallverbrennungsanlage	82
6.7.2.3 Industrielle Verbrennung nach MVA-Standard	82
6.7.2.4 Holzindustrie.....	82
6.7.2.5 Zellstoff- und Papierindustrie	82
6.7.2.6 Zementindustrie	83
6.7.2.7 Industrielle Verbrennung ohne MVA-Standard.....	83
6.7.2.8 Biomassefeuerungen	83
6.7.2.9 Altstoffverwertung.....	83
6.7.2.10 Mechanisch-biologische Behandlung	83
6.7.2.11 Restmüllsplitting.....	84
6.7.2.12 Behandlung nach Herhof	84
6.7.2.13 CPO, CPA, BVE, Export, Lager auf Zeit	84
6.7.2.14 Deponie	84
6.7.2.15 Zusammenstellung der Nettonutzungsgrade der verschiedenen Prozesse	85
6.7.3 Energetischer Gesamtwirkungsgrad der verschiedenen Szenarien	85
6.7.4 Substitutionspotential an fossilen Energieträgern.....	86
6.8 Kostenermittlung der verschiedenen Szenarien.....	89



6.8.1 Sammlung & Transport.....	90
6.8.2 Zwischentransporte	90
6.8.3 Müllverbrennungsanlagen.....	90
6.8.4 Sonderabfallverbrennung	94
6.8.5 Industrielle Verbrennung nach MVA-Standard	94
6.8.6 Verbrennung ohne MVA-Standard	94
6.8.7 Mechanisch-biologische Behandlung	95
6.8.8 Deponierung	96
6.8.9 Vergleich der Kostenstellen	97
7 BEWERTUNG	99
7.1 Ökologische Bewertung.....	99
7.1.1 Kritisches Luftvolumen.....	99
7.1.2 Schonung der Ressource Energie.....	101
7.1.2.1 Bewertung nach dem energetischen Gesamtwirkungsgrad der Szenarien	101
7.1.2.2 Bewertung anhand des Substitutionspotentials an fossilen Energieträgern bzw. nach der Effizienz der Energienutzung	102
7.1.3 Schonung von Deponievolumen	103
7.1.4 Zielprozesse der Stoffe und Gehalt an organischem Kohlenstoff in den abzulagernden Abfällen	104
7.2 Ökonomische Bewertung	105
8 ZUSAMMENFASSUNG	107
9 SCHLUSSFOLGERUNGEN	121
10 ABKÜRZUNGSVERZEICHNIS	123
11 GLOSSAR	124
12 LITERATURVERZEICHNIS	125
13 ANHANG	137



1 Einführung

Nicht nur in Österreich sondern europaweit wird zur Zeit die Frage diskutiert, ob Abfälle auch in solchen Produktionsanlagen verwertet werden dürfen, welche die strengen Emissionsvorschriften der Müllverbrennungsanlagen nicht erfüllen. Die Befürworter weisen darauf hin, daß, falls die Emissionen der Produktionsanlagen durch die Abfallbrennstoffe nicht vergrößert werden, die Gesamtemissionssituation nicht verschlechtert wird, und andere fossile Brennstoffe geschont werden können. Als Gegenargument wird ins Felde geführt, daß die Verbrennung von Abfällen in Anlagen, welche die Emissionsgrenzwerte für Müllverbrennungsanlagen überschreiten, infolge der einfacheren Rauchgasreinigungstechnik kostengünstiger ist und dies dazu führen wird, daß den vorhandenen modernen und teureren Anlagen, die dem Stand der Technik von Müllverbrennungsanlagen entsprechen, für einen wirtschaftlichen Betrieb zu wenig Abfälle zugeführt werden.

Die Diskussion dieser Problematik wird vorwiegend qualitativ und teils einseitig geführt. Die in der Praxis denkbaren Varianten und Wechselwirkungen der verschiedenen Möglichkeiten zur Verwertung/Behandlung werden derzeit nicht quantitativ untersucht. In der vorliegenden Studie sollen deshalb zuerst in Zusammenarbeit mit dem Auftraggeber mögliche Varianten für die thermische Verwertung aller in Österreich anfallender organischen Abfälle definiert werden. Anschließend sollen für jede Variante die Auswirkungen auf die Abfallwirtschaft, die Produktionsbetriebe und die Umwelt untersucht werden. Dazu ist die Entwicklung einer neuen Beurteilungsmethode notwendig. Insbesondere soll überprüft werden, welche Wirkung die verschiedenen Varianten bezüglich den im österreichischen Abfallwirtschaftsgesetz festgehaltenen Zielen der Abfallwirtschaft entfalten.





2 Ziele und Fragestellung

Der Hauptzweck der Studie besteht darin, für die Zuordnung von Abfällen zu thermischen Verwertungsanlagen aussagekräftige, die Ziele des Österreichischen Abfallwirtschaftsgesetzes (AWG) berücksichtigende Entscheidungsgrundlagen zu schaffen. Dies erfordert die Entwicklung einer neuen Methode.

Folgende Ziele sollen erreicht werden:

1. Erfassung der in Österreich anfallenden brennbaren, ungefährlichen Abfälle (vgl. Bericht „Anlagenbedarf zur thermischen Behandlung und Verwertung von Abfällen“ des BMfUJF u.a.). Die gefährlichen Abfälle sollen soweit wie möglich mitberücksichtigt werden.
2. Darstellung des Ist-Zustandes der Flüsse der brennbaren Abfälle vom Anfallort über die heutigen Behandlungsanlagen bis zur Senke. Feststellung des Handlungsbedarfs anhand der Diskrepanz zwischen dem Ist-Zustand und der österreichischen und europäischen Judikatur (AWG, DepVO; EU-Strategie Papier, EU-Verbringungsverordnung). Der juristische Teil dieses Zieles wird in einer eigenen Studie von Dr. Berger bearbeitet.
3. Entwurf und Darstellung verschiedener, praxisnaher Szenarien zur thermischen Verwertung der Abfälle in Produktionsanlagen, Müllverbrennungsanlagen und eventuell in Zementwerken. Die Szenarien enthalten die Logistik (Sammlung, Transport), die Behandlung/Verwertung und die Stoff- und Energieflüsse bis zur letzten Senke (Umwelt, Deponie, Produkt). Insbesondere berücksichtigen sie die Wirkungen, die einzelne Maßnahmen auf das Gesamtsystem haben.
4. Beurteilen der ausgewählten Szenarien hinsichtlich den Zielen des Österreichischen Abfallwirtschaftsgesetzes (Ziele: Schutz der Umwelt, Ressourcennutzung, Deponievolumenverbrauch, nachsorgefreie Deponie; Grundsätze: Vermeidung, Verwertung, Entsorgung). Die Beurteilung erstreckt sich auch auf die Thematik der Wechselwirkung einer Maßnahme mit dem Gesamtsystem Abfallwirtschaft (Einfluß auf „benachbarte“ Verfahren). Indikatoren zur Beurteilung sind Güterflüsse, Stoff- und Energieflüsse, der Deponiebedarf, Logistikbedarf, und teilweise Kosten.
5. Vergleichende Zusammenstellung der Auswirkungen der verschiedenen Szenarien auf die Abfallwirtschaft, die Produktionsbetriebe und Müllverbrennungsanlagen, die Produkte und die Umwelt.

Folgende Fragen sollen beantwortet werden:

1. Welche ungefährlichen (aber auch gefährlichen) Abfallbrennstoffe stehen in Österreich in den 90er Jahren zur Verfügung? Welche Unschärfen der Zahlen sind zu berücksichtigen?



Sind die Angaben des Berichtes „Anlagenbedarf zur thermischen Behandlung und Verwertung von Abfällen“ des BMfUJF für dieses Projekt schon genügend, oder müssen sie noch ergänzt werden? Welche zukünftigen Trends sind abschätzbar, wo sind die größten Unsicherheiten?

2. Welche Kapazitäten zur thermischen Behandlung stehen bereits zur Verfügung in Müllverbrennungsanlagen, Produktionsanlagen und weiteren Anlagen? Welche neuen Kapazitäten sind im Bau oder bereits bewilligt?
3. Welche Absichten haben die verschiedenen Akteure (Müll- und Sondermüllverbrennungsanlagen, bestehende und geplante Produktionsbetriebe, welche die Emissionsgrenzwerte für Müllverbrennungsanlagen einhalten / nicht einhalten, BMUJF und weitere) bezüglich der zukünftigen thermischen Verwertung und Behandlung?
4. Welche unterschiedlichen Szenarien (max. 3) sind aus praxisbezogener Sicht ableitbar und realistisch für die zukünftige Verwertung in thermischen Anlagen? Es sollen Szenarien ausgewählt werden, die sowohl die Verbrennung gemäß den Grenzwerten für Müllverbrennungsanlagen, als auch die Verbrennung in Anlagen, die diese Grenzwerte nicht einhalten können, einschließen.
5. Welche Wege nehmen die brennbaren Abfallflüsse in jedem dieser Szenarien? Welche Logistik ist notwendig? Welche *indirekten* Abfall- und sonstigen Güterflüsse haben die einzelnen Szenarien zur Folge?
6. Welche exemplarischen Güter- und Stoffflüsse verursachen diese Szenarien in die Produkte (Zement, Gips und weitere), die Deponien sowie in die Umwelt? Welches sind die letzten Senken für ausgewählte Stoffe bei jeder Variante?
7. Welche Rohstoffe und Energien werden mit welchem Wirkungsgrad in den Szenarien genutzt? Welcher Deponieraum wird benötigt?
8. Welches Szenario erfüllt am ehesten die Ziele und Grundsätze des Österreichischen Abfallwirtschaftsgesetzes?

Im Verlauf der Studie wurden folgende Entscheide bezüglich der Fragestellungen getroffen:

- ad Frage 3.: Die Absichten der Akteure konnten aufgrund der politisch brisanten Fragestellung nicht erhoben werden.
- ad Frage 4.: Auf Wunsch des Auftraggebers wurde die Anzahl der Szenarien von drei auf neun erhöht.
- ad Frage 5.: Die Logistik wurde nur in Bezug auf die Kosten berücksichtigt. Die durch die Szenarien hervorgerufenen indirekten Abfall- und Güterflüsse wurden nicht berücksichtigt.

Ausgeweitet wurde die Fragestellung in Bezug auf die Gesamtkosten der verschiedenen Szenarien.



3 Methode

Als Methode zur Bestimmung der Güter- und Stoffbilanzen der brennbaren Abfälle in Österreich wird die Methode der Stoffflußanalyse [Baccini & Brunner, 1991] angewandt. Die wichtigsten Begriffe und Definitionen dieser Methode werden in der Folge beschrieben.

Bei einer *Stoffflußanalyse (SFA)* betrachtet man ein exakt definiertes *System*, welches sich aus den für die Fragestellung wichtigen *Prozessen* und den daraus resultierenden *Güterflüssen* zwischen den Prozessen ergibt. Als *Lager* wird jene Masse an Gütern bzw. Stoffen verstanden, welche sich länger als die zeitliche Grenze (zum Beispiel länger als 1 Jahr) in einem Prozeß bzw. System befindet.

Ein System ist eine Einheit, die sowohl physisch als auch zeitlich abgegrenzt werden muß. Die physischen Grenzen können zum Beispiel eine Produktionsmaschine, eine Fabrik oder eine Stadt sein. Die zeitliche Grenze ist normalerweise ein Jahr. Sie kann aber je nach Fragestellung und Datenlage unterschiedlich gewählt werden (ein Tag oder die Zeit, die man benötigt um eine bestimmte Anzahl von Produkten herzustellen). Bei der Auswahl der Grenzen ist zu beachten, daß statistische Daten zumeist nur auf Bundes-, Länder- oder Gemeindeebene vorliegen (z.B.: Einwohner, Müllaufkommen) und zeitlich auf Jahre beschränkt sind (Außenhandel).

Güter sind definiert als handelbare Substanzen, die aus *Stoffen* bestehen. Sie haben einen positiven (Auto) oder negativen (Hausmüll) ökonomischen Wert.

Stoffe sind definiert als chemische Elemente (Stickstoff, Cadmium) oder chemische Verbindungen (NaCl, H₂O).

Als *Prozesse* werden die Umwandlung, die Lagerung und der Transport von Gütern bzw. der darin enthaltenen Stoffen verstanden. Prozesse können wieder in Unterprozesse gegliedert werden. Beispielsweise können die Prozesse "Holzindustrie" und "Zementindustrie" Unterprozesse im Prozeß "Verbrennung ohne MVA-Standard" sein, der wiederum ein Prozeß im System "Österreich" ist.

Die Güter- und Stoffflüsse, welche die Systemgrenzen passieren, werden als *Exporte* bzw. *Importe* bezeichnet. Die Güter- und Stoffflüsse zwischen den einzelnen Prozessen werden *Flüsse* genannt. Stoffe und Güter, die zu oder von einem Prozeß fließen, werden als *Input* bzw. *Output* bezeichnet. Der diesen Flüssen zugehörige Prozeß versteht sich dann als *Herkunfts-* bzw. *Zielprozeß*. Jeder Fluß besteht nur in einem Transport von einem Stoff bzw. einem Gut zwischen zwei Prozessen oder zwei Systemen.





4 Vorgehen

Der Ist-Zustand bezüglich der brennbaren Abfälle in Österreich wird anhand bestehender Literatur und eigenen Arbeiten des Institutes für Wassergüte und Abfallwirtschaft erhoben. Die vorhandenen Informationen über bestehende Kapazitäten an thermischen Anlagen werden durch Angaben über Anlagen, die bereits behördlich bewilligt sind, ergänzt. Die Szenarien über die zukünftige thermische Verwertung von Abfällen werden zusammen mit den heutigen Akteuren, insbesondere aber mit dem Auftraggeber, entwickelt.

Die Güter- und Stoffflüsse der verschiedenen Szenarien werden anhand der Kenntnisse über die Abfallzusammensetzungen und Transferkoeffizienten der unterschiedlichen Prozesse berechnet. Fehlen solche Kenntnisse, müssen sie durch Abschätzungen ergänzt werden. Je größer die Unsicherheit desto größere Sicherheitsfaktoren müssen bei der Beurteilung eingebaut werden.

Die massenmäßigen Auswirkungen der Szenarien auf die Güterflüsse durch die thermischen Anlagen werden für jeden Bereich (Müllverbrennungsanlagen, Produktionsanlagen etc.) separat dargestellt und die Konsequenzen untersucht (Überkapazitäten resp. mangelnde Auslastungen, Veränderung des energetischen Wirkungsgrades, etc.).

Die resultierenden Energieflüsse sowie die Stoffflüsse in die Umwelt und in die Produkte werden anhand der Ziele des AWG und den entsprechenden Grenzwerten der Umweltschutzgesetzgebung oder, anhand der anthropogen-geogenen Referenzmethode beurteilt.

Im Rahmen dieser Studie werden keine neuen Messungen durchgeführt. Es werden vorhandene Daten benutzt. Alle Angaben werden durch Plausibilitätsbetrachtungen überprüft. „Weiche“ Daten werden als solche bezeichnet und entsprechend schwach gewichtet.

4.1 Systemdefinition

4.1.1 Systemgrenzen

Die örtliche Systemgrenze wird durch das Bundesgebiet der Republik Österreich gebildet. Eventuelle Import- und Exportvorgänge werden nur für den Ist-Zustand dargestellt, im weiteren aber nicht berücksichtigt.

Als zeitliche Systemgrenze wird ein Jahr verwendet. Die Daten stammen aus den Jahren 1993 bis 1996. Die Deponietypen werden über einen Zeitraum von ca. 100 Jahren bilanziert.



4.1.2 Auswahl der Güter

Für die Bilanzierung der Güter- und Stoffflüsse werden nur die Abfälle im Sinne des § 3 (7) AWG mit der Bezeichnung nach den Schlüsselnummern gemäß ÖNORM S 2100 herangezogen. Ernterückstände (Stroh), Schlagrücklaß im Wald und so weiter werden daher in dieser Studie nicht berücksichtigt, obwohl sie brennbar sind und auch teilweise schon thermisch genutzt werden (Biomassefeuerung, Nahwärmeversorgung).

Als Grundlage für das Massenpotential an Abfällen dient der Bundesabfallwirtschaftsplan 1995 [Krammer et al., 1995], mit dem Bezugsjahr 1993. Das Massenpotential der Abfälle wird soweit wie möglich durch neuere Daten verbessert. Dazu zählen diverse Branchenkonzepte sowie die eigene Hochrechnung der Abfälle aus Haushalten und ähnlichen Einrichtungen aus Bundesländerangaben mit den Bezugsjahren 1995 und 1996. Diese Vorgangsweise wird deshalb gewählt, um die aufgrund der Verpackungsverordnung geänderten Massenverhältnisse beim Restmüll berücksichtigen zu können.

Im ersten Schritt wird eine provisorische Bilanz erstellt. Aufgrund dieser Ergebnisse wird folgende Vereinfachung getroffen:

- *Abfälle mit einer Masse von weniger als 1.000 t/a werden in dieser Studie nicht berücksichtigt.*

Dadurch wird die Anzahl der berücksichtigten Abfallarten (Schlüsselnummern) von ca. 130 auf ca. 80 wesentlich verringert, die berücksichtigte Masse verringert sich dadurch jedoch nur unwesentlich um weniger als 10.000 t/a auf 8,5 Mio. t/a.

4.1.3 Auswahl der Stoffe

Folgende Stoffe werden ausgewählt:

Tabelle 1: Auswahl und Begründung der Stoffe

Stoff		Begründung
Kohlenstoff	C	Kohlenstoff als Indikator für Effizienz der Energienutzung, in der Deponie: Gasbildner, Pufferkapazitätsveränderung, organische Belastung des Sickerwassers, Beurteilung des Treibhauseffekts über CH ₄ und CO ₂
Stickstoff	N	Stickoxide
Schwefel	S	Schwefeldioxid
Chlor	Cl	HCl- Emissionen, flüchtige Metallchloride
Cadmium	Cd	leicht flüchtiges Metall, Schadstoff- und Ressourcenpotential
Quecksilber	Hg	leicht flüchtiges Metall, Schadstoffpotential
Blei	Pb	Schadstoff- und Ressourcenpotential
Zink	Zn	Schadstoff- und Ressourcenpotential



4.1.4 Beschreibung der Prozesse

Folgende Prozesse werden ausgewählt:

Tabelle 2: Ausgewählte Prozesse

Prozeß	Beschreibung
MVA	Müllverbrennungsanlagen, Standard Spittelau
SAV	Sonderabfallverbrennungsanlage, Standard EbS
industrielle Verbrennung (MVA+)	Industrielle Verbrennungsanlagen, die Grenzwerte der LRK-V für Müllverbrennungsanlagen einhalten (MVA-Standard)
Holzindustrie	Verbrennungsanlagen der Sägeindustrie sowie der holzverarbeitenden Industrie und dem Gewerbe
Papierindustrie	Wirbelschichtkessel der Papier- und Zellstoffindustrie
Zementindustrie	Drehrohröfen der Zementindustrie
Biomassefeuerungen	Biomassefernheizwerke
industrielle Verbrennung (MVA-)	Sonstige industrielle Verbrennungsanlagen, die Grenzwerte der LRK-V für Müllverbrennungsanlagen nicht einhalten
Stoffliche Verwertung	Altstoffverwertung, weitere Nutzung
MBB	Mechanisch-biologische Behandlungsanlage für Restmüll und Klärschlamm
Restmüllsplitting	spezielles Verfahren der mechanisch-biologischen Behandlung
Herhof	Trockenstabilatverfahren der Firma Herhof
Sonstige Behandlung	CPO, CPA, BVE, Export, Lager auf Zeit
Deponie	unterteilt in Massenabfall-, Reststoff- und Untertagedeponie

Eine ausführliche Darstellung der Prozesse befindet sich im Kapitel 6.3.

4.1.4.1 Bestimmung der Transferkoeffizienten für Güter und Stoffe bei den verschiedenen Prozessen

Entsprechend der angewandten Methode der Stoffflußanalyse (SFA) werden die Prozesse durch ihre Transferkoeffizienten (TK) dargestellt. Oft werden Transferkoeffizienten erst auf stofflicher Ebene eingeführt, da sie dann prozeßspezifisch sind und vom Input weitgehend unabhängig sind. Dies gilt für chemische Prozesse (Verbrennung) mehr als für physikalische (mechanische Trennung). In der vorliegenden Studie werden Transferkoeffizienten auch auf Güterebe verwendet.

4.1.4.2 Definition der Transferkoeffizienten für Stoffe

Der Transferkoeffizient (oder die Stoffverteilung T) gibt die Verteilung des jeweiligen Stoffes auf die Outputgüter an. Transferkoeffizienten werden durch eine Gesamtbilanzierung eines Prozesses ermittelt. Der Wissensstand über die Transferkoeffizienten der ausgewählten Prozesse ist nicht auf einem einheitlichen Stand. Gewisse Prozesse, wie zum Beispiel die Müllverbrennungsanlagen, sind aufgrund umwelt- und gesellschaftspolitischer Aspekte wesentlich besser untersucht als andere. Dies spiegelt sich auch in der angegebenen Bandbreite der Transferkoeffizienten für die jeweiligen Prozesse wieder. Im folgenden wird die bisher nicht wider-



legte Hypothese angewendet, daß die Transferkoeffizienten vom Input in die Prozesse weitgehend unabhängig sind.

$$TK_{i,n} = \frac{X_{\text{Output},i,n}}{\sum_j X_{\text{BS},j,n}} \quad [-] \quad T_{i,n} = \frac{X_{\text{Output},i,n}}{\sum_j X_{\text{BS},j,n}} \cdot 100 \quad [\%] \quad \sum_i TK_{n,i} = 1 \quad [-] \quad \sum_i T_{n,i} = 100 \quad [\%]$$

$X_{\text{output}}, X_{\text{BS}} \dots$	Stoffflüsse im Output bzw. im Brennstoff
$i \dots$	Index für Output
$j \dots$	Index für Brennstoffe (BS)
$n \dots$	Index für Stoff

4.1.4.3 Definition der Transferkoeffizienten für Güter

Die oben für Stoffe angegebenen Gleichungen gelten auch für Güter. Abweichend von einer vollständigen Güterbilanz, in der auch Hilfsgüter (Verbrennungsluft, Wasser, etc.) berücksichtigt werden, wird in dieser Studie nur die Aufteilung des Inputs auf die Outputgüter betrachtet. Die Verteilung der Güter ist jedoch nicht nur vom Prozeß sondern auch vom Input abhängig. Eine wesentliche Größe in diesem Zusammenhang stellt zum Beispiel bei thermischen Verfahren der Aschegehalt des Inputs dar.

4.1.4.4 Vorgehen bei der Bestimmung der Transferkoeffizienten

Direkt durch Messung erstellte Stoffbilanzen und daraus ermittelte Transferkoeffizienten liegen in den seltensten Fällen vor. Für die Branchen Zementherstellung, Papier- und Zellstoffindustrie, Holzverarbeitende Industrie und Sägeindustrie liegen jedoch jährliche Frachten in die Atmosphäre für einige wichtige Stoffe vor. Diese Daten, verknüpft mit den in dieser Studie ermittelten Inputs auf Stoffebene, erlaubten es teilweise, Transferkoeffizienten branchenspezifisch zu ermitteln. Diese Ergebnisse werden anhand von Emissionsfaktoren (zumeist bezogen auf Energie- oder Masseinsatz), Quervergleichen und eigenen Berechnungen mit Daten aus der Literatur auf ihre Plausibilität untersucht.

Aus dieser Vorgehensweise ergibt sich, daß man mit weichen und harten Daten konfrontiert ist. Dies muß bei der Interpretation der Ergebnisse berücksichtigt werden. Andererseits gibt das Ergebnis Anhaltspunkte, ob der Fehlerbereich von unsicheren Daten Einfluß auf die Schlußfolgerungen haben kann.

Abweichend von obiger Definition (4.1.4.2) wird für Stickstoff ein eigener Transferkoeffizient definiert. Der Transferkoeffizient für Stickstoff ist der Quotient der Masse des in Form von NO_x emittierten Stickstoffes und der Masse Stickstoff im eingesetzten Brennstoff. Damit können NO_x -Emissionen der Prozesse und Szenarien miteinander verglichen werden.

4.1.4.4.1 Deponie

Die Betrachtung des Deponieverhaltens ist auf die gewählte elementare Zusammensetzung je einer Tonne Güterinput pro Jahr bezogen und betrifft das Stoffemissionspotential für die Gas- und Sickerwasserbildung.



Für die Abschätzung des kurz- und mittelfristigen Verhaltens von bestehenden Deponien werden Voraussagen aufgrund von experimenteller Arbeit mit dem Deponiegut oder von statistischen Angaben erstellt. Die Aussagekraft der Ergebnisse von Laborexperimenten ist jedoch mit Vorbehalt zu genießen, weil sie die spezifischen Bedingungen im Deponiekörper nicht widerspiegeln können. Die statistischen Daten werden in der Regel nicht systematisch und über genügend lange Zeiträume erhoben. Sie sind zumeist nicht repräsentativ oder nicht übertragbar.

Für das langfristige Deponieverhalten können Prognosen nur aufgrund mathematischer Modelle eingesetzt werden. Deren Effizienz ist aber am heutigen Stand ihrer Entwicklung immer noch unbefriedigend, weil das zu beschreibende Objekt nur in Ausnahmefällen mathematisch gut definierbar ist. Andererseits wird diese Aufgabe auch durch die Tatsache erschwert, daß entscheidende Faktoren für das Deponieverhalten, wie die Müllzusammensetzung und Müllverteilung im Deponiekörper, die bautechnische Ausführung sowie die konkreten hydrologischen Bedingungen, sehr stark von Deponie zu Deponie variieren.

Das zukünftige Verhalten einer Deponie (kurzfristige Entwicklung der Emissionen vom Deponiekörper) kann aufgrund von Literaturdaten und Annahmen nur abgeschätzt werden.

4.1.4.4.1.1 Massenabfalldeponie

Der Terminus Massenabfalldeponie scheint erst seit kurzem in der österreichischen Rechtsordnung auf. Er entspricht in etwa dem früher verwendeten und in der Literatur dokumentierten Begriff der Mülldeponie.

Bei der Mülldeponie wird die Zeit nach dem Einbau in zwei Phasen unterteilt. Die intensive (Reaktor-) Phase mit einer Dauer von 10-20 Jahren und die Ausklingsphase, deren zeitliche Grenze in der Größenordnung von Jahrtausenden geschätzt wurde. Bis jetzt wurden Untersuchungen nur über die intensive Phase von Mülldeponien durchgeführt. Das langfristige Verhalten wird anhand von Modellsimulationen betrachtet. Langfristige Prognosen können nur einen Überblick über den Zeithorizont für das Erreichen bestimmter Konzentrationen im Sickerwasser geben.

4.1.4.4.1.2 Reststoffdeponie

Für die Berechnung des Stoffaustrages wird von der Analogie mit der in der Literatur beschriebenen Schlackendeponie ausgegangen. Die Untersuchungen von Schlackendeponien konzentrieren sich vor allem auf Matrixveränderungen der Ablagerungen in geochemischer Hinsicht, weil diese das austragbare Stoffpotential bestimmen. Dies entspricht jedoch nur begrenzt der Realität. Die hier übernommenen Verhältnisse für die Verfügbarkeit einzelner Stoffe basieren daher ausschließlich auf statistischen Daten über das Verhalten von Schlackendeponien. Das bedeutet, daß die Voraussage einen Schätzungscharakter hat, und für den Zeitraum von ca. 1-10 Jahrzehnten gilt.

Die Güterbilanz wird analog dem unter Kapitel 4.1.4.4.1.1. beschriebenen Vorgehen durchgeführt. Hier werden jedoch die stöchiometrischen Verhältnisse hauptsächlich für NaCl und CaSO₄ berücksichtigt und daraus der Natrium- und Calciumaustrag abgeschätzt.



4.1.4.4.1.3 Untertagedeponie

Für die Untertagedeponie wird gemäß Literaturangaben angenommen, daß sie, unter den Bedingungen eines sorgfältigen Einbauverfahrens, praktisch keine Stoffemissionen zuläßt (Transferkoeffizienten gleich Null). Der ganze Stoffeintrag verbleibt im Deponiekörper. Dabei ist der Fall des Stoffaustrages infolge von Durchbruch des Grundes (z.B. Erdbeben) nicht in Betracht gezogen.

4.1.5 Auswahl der Szenarien

Es werden insgesamt 9 Szenarien untersucht. Die ersten beiden Szenarien stellen praxisnahe Varianten dar, sie beschreiben den derzeitigen Stand beziehungsweise die mittelfristig absehbaren Entwicklungen in der österreichischen Abfallwirtschaft. Ausgehend von diesen Szenarien wird in den weiteren Szenarien jeweils ein Parameter verändert und dessen Auswirkung ökologisch und ökonomisch untersucht. Diese Szenarien dienen dazu, Erkenntnisse über das Gesamtsystem zu erlangen und sind nicht unbedingt praxisnahe, jedoch praxisrelevant. Aufbauend auf diesen Erkenntnissen wird ein optimiertes Szenario (Soll-Zustand) entwickelt.

4.1.6 Vorgehen bei den Energiebilanzen

Die Vorgehensweise zur energetischen Betrachtung gliedert sich in vier Abschnitte:

1. Ermittlung des energetischen Gesamtinputs der brennbaren Abfälle
2. Untersuchung der verschiedenen Prozesse der Energieumwandlung
3. Ermittlung des energetischen Gesamtwirkungsgrades der Szenarien (Darstellung in Form von Energieflußdiagrammen)
4. Bestimmung des Substitutionspotentials an fossilen Energieträgern und Beurteilung der Szenarien anhand dieser Ergebnisse

Die letzten beiden Abschnitte, der energetische Gesamtwirkungsgrad und das Substitutionspotential an fossilen Energieträgern der Szenarien, dienen als Bewertungskriterien und sind in Punkt 4.2.2.2 beschrieben.

4.1.6.1 Gesamtenergetischer Input der brennbaren Abfälle

Für die Ermittlung des gesamten Energiepotentials in den brennbaren Abfällen wird der Heizwert der einzelnen Güter (Schlüsselnummern) bestimmt. Dieser wird entweder anhand der Literatur oder über den unten definierten Kohlenstofffaktor ermittelt.

Nach Boie (in [Reimann & Hämmerli, 1995]) gilt für den unteren Heizwert bei bekannter Elementaranalyse eines Brennstoffes:



$$H_U = 34.800 * m_C + 93.900 * m_H + 6.300 * m_N + 10.500 * m_S - 10.800 * m_O - 10.200 * m_{H_2O}$$

H_U [kJ/kg_{Br}] unterer Heizwert in kJ pro kg Brennstoff
 mit $m_C, m_H, m_N, m_S, m_O, m_{H_2O}$ [kg/kg_{Br}] Masse an Kohlenstoff, Wasserstoff, Stickstoff, Schwefel, Sauerstoff und Wasser in kg pro kg Brennstoff

Unter Vernachlässigung des Einflusses des Stickstoffes und des Schwefels und bei Betrachtung der wasserfreien Güter gilt für den Heizwert:

$$H_{U,wf} = 34.800 * m_C + 93.900 * m_H - 10.800 * m_O$$

$H_{U,wf}$ [kJ/kg_{Br}] unterer, wasserfreier Heizwert

Der Heizwert des wasserfreien Gutes hängt im wesentlichen nur mehr vom Kohlenstoff-, Wasserstoff- und Sauerstoffgehalt ab. Da nicht für alle Güter die Wasserstoff- und Sauerstoffkonzentrationen bekannt sind, wird für ein Gut mit bekanntem Heizwert $H_{U,wf}$ ein Kohlenstofffaktor berechnet:

$$\text{Kohlenstofffaktor} = H_{U,wf} / m_C$$

Kohlenstofffaktor [kJ/kg_C] kJ pro kg Kohlenstoff

Mit Hilfe dieses so definierten Kohlenstofffaktors kann für ein in der Elementarzusammensetzung ähnliches Gut mit der Annahme, daß der Einfluß des Wasserstoffes und des Sauerstoffes gleich ist, der untere wasserfreie Heizwert berechnet werden:

$$H_{U,wf} = \text{Kohlenstofffaktor} * m_C$$

Für Güter, für die keine Ähnlichkeit zu einem anderen Gut besteht, wird der Heizwert mit Hilfe des gerundeten Kohlenstofffaktors aus der Formel nach Boie mit 34.800 kJ/kg_C festgelegt. Dieser Wert kann als untere Grenze angesehen werden, da sich für fast alle Güter mit bekanntem Heizwert ein Kohlenstofffaktor, größer als diese 34.800 kJ/kg_C ergibt.

Die Umrechnung des unteren wasserfreien Heizwertes $H_{U,wf}$ auf den unteren feuchten Heizwert $H_{U,f}$ erfolgt mit Hilfe der Trockensubstanz (TS) und unter Berücksichtigung der Verdampfungsenthalpie des Wassers von 2.500 kJ/kg_{H₂O} mit folgender Formel:

$$H_{U,f} = H_{U,wf} * TS/100 - 2500 * (1-TS/100)$$

$H_{U,f}$ [kJ/kg_{Br}] unterer feuchter Heizwert
 TS [Gew.-%] Gewichtsprozent Trockensubstanz des Brennstoffes

Aus den ermittelten Heizwerten errechnet sich mit Hilfe der Massenströme für jedes Gut eine Energiemenge pro Zeiteinheit und unter Aufsummierung über alle Güter ergibt sich der Gesamtenergieinput der brennbaren Abfälle, der einer thermischen Nutzung zur Verfügung steht.



4.1.6.2 Nutzungsgrade der einzelnen Prozesse

Zur Beurteilung der Effizienz der Nutzung des Energiepotentials werden die verschiedenen Prozesse energetisch untersucht. Wichtig für die energetische Betrachtung ist die Festlegung der Systemgrenze eines Prozesses. Die Systemgrenze wird über den gesamten Prozeß gelegt und der Wirkungsgrad des Prozesses als Nettonutzungsgrad definiert. Das heißt, der Nettonutzungsgrad (elektrisch und/oder thermisch) wird durch den Quotienten aus Energieoutput (elektrisch und/oder thermisch) weniger dem Eigenenergiebedarf (elektrisch und/oder thermisch) und dem Energieinput in den Prozeß gebildet.

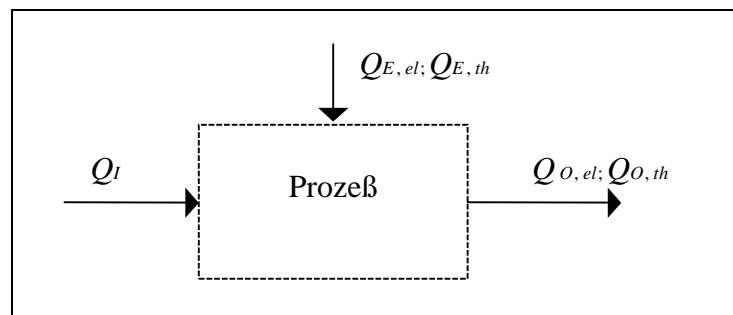


Abbildung 1: Definition von Systemgrenze bzw. Nettonutzungsgrad eines Prozesses

$$\eta_{el(th)} = \frac{Q_{O,el}(Q_{O,th}) - Q_{E,el}(Q_{E,th})}{Q_I} \dots\dots\dots \text{elektrischer beziehungsweise}$$

thermischer Nettonutzungsgrad

$$\eta_{ges} = \eta_{el} + \eta_{th} \dots\dots\dots \text{Gesamtnettonutzungsgrad}$$

$Q_{O,el}; Q_{O,th} \dots\dots\dots$ Energieoutput in Form von Strom
bzw. Prozeß- und Fernwärme

$Q_{E,el}; Q_{E,th} \dots\dots\dots$ elektrischer beziehungsweise
thermischer Eigenenergieverbrauch

$Q_I \dots\dots\dots$ Energieinput in Form von Brennstoffenergie

Die Zementindustrie stellt bei dieser Betrachtungsweise eine Ausnahme dar, da hierbei keine Energie erzeugt wird. Der Nettonutzungsgrad der Zementindustrie wird daher definiert als Quotient aus dem theoretischen Energiebedarf und dem tatsächlichen Energieverbrauch für die Klinkerherstellung

Die energetische Betrachtung der einzelnen Prozesse sowie die Bestimmung der Nettonutzungsgrade findet sich in Punkt 6.7.2.

4.1.7 Vorgehen bei der Ermittlung der Kosten

Alle Kosten werden in ÖS/t angegeben.



Die Kosten werden aufgrund von aktuellen Werten kalkuliert. Wenn das nicht möglich ist, werden die Kosten auf das Jahr 1997 hochgerechnet. Dazu wird der Großhandelspreisindex (Gesamtindex, Baukostenindex und Investitionsgüterindex) des ÖSTAT verwendet.

Angaben aus schweizer und deutscher Literatur werden mit folgenden Valutakursen umgerechnet:

1 SFr = 8 ÖS
1 DEM = 7 ÖS

Die gesamten jährlichen Behandlungskosten bestehen aus Investitions- und Betriebskosten. In den Betriebskosten werden mögliche Erträge aus Energiegewinnung berücksichtigt. Reststoffentsorgungskosten dagegen werden in dieser Studie als separate Kostenstelle behandelt und sind nicht in den Betriebskosten inkludiert.

Die Investitionskosten werden aufgrund von aktuellen Kostenschätzungen kalkuliert. Um diese Daten zu erfassen, werden Anlagenhersteller, heutige und zukünftige Anlagenbetreiber sowie Experten interviewt. Die Investitionskosten umfassen im wesentlichen die Kosten für die Gebäude, das Grundstück und die verfahrenstechnischen Anlagen. Mögliche Nachsorge- und Abbaukosten werden in dieser Studie nicht berücksichtigt. Die Investitionskosten werden anhand der Methode der Kostenvergleichsrechnung in Jahreskosten umgerechnet. In dieser Studie wird der Kapitalwiedergewinnungsfaktor benutzt.

Als Nutzungsdauer für Investitionskalkulationen werden für die Gebäude und die technischen Anlagen 20 Jahre zugrunde gelegt. Der Zinssatz für die Investitionskalkulationen wird mit 8 % bei 100 % Fremdkapital angesetzt.

Die jährlichen Betriebskosten werden von bestehenden Anlagen auf das Jahr 1997 hochgerechnet. Wenn das nicht möglich ist, die erste Herhof-Anlage wird erst im Frühjahr 1997 in Betrieb genommen, werden die Kosten aufgrund von Mitteilungen der Anlagenbetreiber oder Anlagenhersteller abgeschätzt.

4.2 Bewertungskriterien (Grundlagen, Theorie)

4.2.1 Basis der Bewertung

Die ökologische Bewertung der Szenarien orientiert sich an den Zielen des Österreichischen Abfallwirtschaftsgesetzes.

1. Schutz von Mensch und Umwelt
2. Schonung von Ressourcen und Energie
3. Schonung von Deponievolumen
4. Nachsorgefreie Deponie

Zusätzlich werden die Szenarien ökonomisch bewertet.



4.2.2 Bewertungskriterien

Als Bewertungskriterien werden herangezogen:

1. Das kritische Luftvolumen (1. Ziel)
2. Energiebilanzen über alle Szenarien (2. Ziel)
3. Reduzierung des abzulagernden Abfallvolumens (3. Ziel)
4. Zielprozente der Stoffe und Gehalt an organischem Kohlenstoff in den abzulagernden Abfällen (4. Ziel)
5. Kosten

4.2.2.1 Kritisches Luftvolumen

Das kritische Luftvolumen wurde erstmals 1984 in der Schriftenreihe Umweltschutz im Rahmen des Projektes „Ökobilanzen von Packstoffen“ vom Bundesamt für Umweltschutz der Schweiz veröffentlicht. Es wird in dieser Studie durch folgende Gleichung definiert:

$$V_{ik,krit.} = \frac{\text{Emission [mg] des } i\text{-ten Stoffes im } k\text{-ten Szenario}}{\text{Immissionsgrenzwert [mg / Nm}^3\text{] des } i\text{-ten Stoffes}}$$

$$V_{k,krit.} = \sum_i V_{ik,krit.}$$

Als Resultat ergibt sich demnach jenes theoretische Volumen ($V_{ik,krit.}$), das benötigt wird, um die Emissionsfracht bis zum Immissionsgrenzwert zu verdünnen. Streng genommen ist dieses Volumen durch die Emissionsfracht auf eine Zeiteinheit normiert. Die Normierung kann jedoch bei gleicher zeitlicher Systemgrenze für alle Szenarien entfallen. Das stoffspezifische kritische Volumen kann zu einem gesamten kritischen Volumen ($V_{k,krit.}$) aufaddiert werden. Dieser Wert hat keinen realen Sinn, die Szenarien können jedoch anhand dieses Endresultates gut miteinander verglichen werden.

Große Bedeutung kommt bei diesem Modell der Wahl der Immissionsgrenzwerte zu, da sie den Stellenwert und die Gewichtung der einzelnen Stoffe festlegen. Eine Möglichkeit diesen politischen oder gesellschaftlichen Einfluß auszuschalten ist, anstatt von Immissionsgrenzwerten, geogene Belastungen der Luft heranzuziehen.

In der Studie des BUWAL [Habersatter, 1991] und in einer Studie des ifeu-Institutes [Franke et al., 1992] werden die in Tabelle 3 angegebenen Grenzwerte verwendet. Im Vergleich dazu sind Werte für ländliche Gebiete aus [Baumbach, 1992] angeführt. Diese werden als geogene Referenzkonzentrationen herangezogen.



Tabelle 3: Immissionsgrenzwerte [$\mu\text{g}/\text{m}^3$] nach [Habersatter, 1991] und [Franke et al., 1992] für die Berechnung des kritischen Luftvolumens, Werte [$\mu\text{g}/\text{m}^3$] nach [Baumbach, 1992] für ländliches Gebiet; Werte in () werden zur Berechnung verwendet

[$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	[Habersatter, 1991]	[Franke et al., 1992]	[Baumbach, 1992]
	Immissionsgrenzwerte	Immissionsgrenzwerte	geogene Referenzwerte
NO _x	30	30	(3) - 20
SO _x	30	30	(10)
HCl	100	70	0,001 - 1 (0,1)
Cd	0,01	0,01	(0,0002) - 0,002
Hg	0,7	1	0,00005 - 0,003 (0,0005)
Pb	1	1	(0,02) - 0,06
Zn		100	(0,05) - 0,1

Ein Vergleich der Werte zeigt deutlich, daß bei [Habersatter, 1991] und [Franke et al., 1992] die klassischen Luftschadstoffe im Vergleich zu den Schwermetallen überbewertet werden.

In dieser Studie wird das kritische Luftvolumen zwei Mal berechnet, das erste Mal mit den auch in anderen Studien verwendeten Immissionsgrenzwerten, das zweite Mal werden geogene Referenzkonzentrationen verwendet.

4.2.2.2 Energetische Bewertung der Szenarien

4.2.2.2.1 Energetischer Gesamtwirkungsgrad der verschiedenen Szenarien

Ein Beurteilungskriterium aus energetischer Sicht ist der Gesamtwirkungsgrad eines Szenarios. Alle Szenarien weisen den gleichen Energieinput auf, jedoch wird ein unterschiedlicher Prozentsatz einer thermischen Verwertung zugeführt. Wiederum abhängig vom Szenario erfolgt die Aufteilung des thermisch zu verwertenden Energieinputes auf die verschiedenen Prozesse. Mit Hilfe der aus Punkt 6.7.2 ermittelten elektrischen und thermischen Nettonutzungsgrade wird für jeden Prozeß die Nutzenergie bestimmt und infolge über die Prozesse eines Szenarios aufsummiert. Die so erhaltene Nutzenergie eines Szenarios bezogen auf den Gesamtenergieinput ergibt den energetischen Gesamtwirkungsgrad. Die Darstellung des Gesamtwirkungsgrades der verschiedenen Szenarien erfolgt mit Hilfe von Energieflußdiagrammen. Ein Nachteil dieser Beurteilung liegt in der gleichwertigen Betrachtung von elektrischer und thermischer Nutzenergie. Es ist daher ein weiteres Kriterium, das Substitutionspotential an fossilen Energieträgern, notwendig, das eine energetisch objektive Bewertung der Szenarien ermöglicht.

4.2.2.2.2 Substitutionspotential an fossilen Energieträgern

Ein Beurteilungskriterium, das berücksichtigt, welche Energieform (elektrische oder thermische Energie) die Nutzenergie beinhaltet, stellt die Bestimmung des Substitutionspotentials an fossilen Energieträgern durch die thermische Verwertung brennbarer Abfälle der einzelnen Szenarien dar. Die Prozesse Müllverbrennungsanlage, Sondermüllverbrennung und Biomassefeuerung liefern Energie in Form von Strom und Wärme an einen Abnehmer und ihr Substitutionspotential liegt daher auch im Ersatz dieser Energieformen. Als Vergleichsprozeß wird



für die Stromerzeugung ein kalorisches Dampfkraftwerk mit einem elektrischen Nettonutzungsgrad von 40 % und für die Wärmebereitstellung ein Fernwärmeheizwerk mit einem thermischen Nettonutzungsgrad von 80 % angenommen. Zur Berechnung des Substitutionspotentials an fossilen Energieträgern muß die elektrische Nutzenergie der drei oben angeführten Prozesse mit dem Faktor 100/40 und entsprechend die thermische Nutzenergie mit dem Faktor 100/80 multipliziert werden.

Die Substitution bei allen anderen industriellen Prozessen erfolgt primärseitig. Es wird der gesamte Energieinput aus brennbarem Abfall, der den einzelnen Prozessen zugeführt wird, als energieäquivalentes Substitutionspotential angesehen und ist damit unabhängig vom energetischen Nutzungsgrad des Prozesses.

Das gesamte Substitutionspotential eines Szenarios setzt sich aus dem elektrischen und thermischen Anteil der Prozesse Müllverbrennungsanlage, Sondermüllverbrennung und Biomassefeuerung, sowie aus dem primärseitigen Potential der industriellen Prozesse zusammen. Als substituierter fossiler Energieträger wird Heizöl (schwer) mit einem Heizwert von 40 MJ/kg betrachtet.

4.2.2.3 Reduzierung des abzulagernden Abfallvolumens

Für jedes Szenario wird der Verbrauch an Deponievolumen berechnet. Es wird dabei von den folgenden Einbaudichten ausgegangen:

Tabelle 4: Einbaudichten für Abfälle und Reststoffe in [t/m³]

Input in die Deponietypen	[t/m ³]
Unbehandelte Abfälle und Rotteendprodukt in Massenabfalldeponie ¹	1,3
Schlacke in Reststoffdeponie	1,7
Aschen in Reststoffdeponie	1,0
Filterkuchen und Filteraschen in Untertagedeponie	2,1*

*[Weschke, 1991]

4.2.2.4 Zielprozesse der Stoffe und Gehalt an organischem Kohlenstoff in den abzulagernden Abfällen

Zur Beurteilung der Qualität von deponierten Abfällen wird der Gesamtgehalt an organischem Kohlenstoff (TOC) herangezogen. Der TOC kann in 1. Näherung als ein Maß für das Reaktionspotential in der Deponie angesehen werden.

In der vorliegenden Studie werden für die Güter und Stoffe 5 Zielprozesse definiert:

- Atmosphäre
- Hydrosphäre
- Verbleib in der Untertagedeponie

¹ Verwendet man für die Berechnung eine Einbaudichte von 0,9 m³/t anstelle von 1,3 t/m³, so hat dies zwar eine Auswirkung auf den Deponievolumenverbrauch, aber nur einen unwesentlichen auf eine prozentuelle Verringerung zwischen den Szenarien.



- Verbleib in der Massenabfall- und Reststoffdeponie
- Einsatz/stoffliche Nutzung

Die Szenarien werden anhand der Verteilung der Stoffe auf diese Zielprozesse beurteilt. Da es aufgrund der Anzahl von untersuchten Zielprozessen (5), Stoffen (8) und Szenarien (9) sehr viele Einzelgrößen (360) zu bewerten gäbe, werden diese auf eine Größe pro Szenario aggregiert. Es wird ein Wirkungsgrad gebildet, der angibt, wie groß der Anteil des Stoffes, der in einen geeigneten Zielprozeß geht, am Gesamtfluß des Stoffes durch das System ist.

Dazu werden die in Tabelle 5 festgelegten Vereinfachungen und Vereinbarungen getroffen:

Tabelle 5: Beurteilungstabelle für die Zielprozesse der untersuchten Stoffe

	Einsatz/ stoffliche Nutzung	Atmosphäre	Hydrosphäre	Untertage- deponie	Verbleib in Massen- abfall- und Rest- stoffdeponie
C	+	*1	–	–	–
N	+	*2	–	–	–
S	+	–	–	–	*3
Cl	☞6	–	*4	☞5	–
Cd	☞6	–	–	+	–
Hg	☞6	–	–	+	–
Pb	☞6	–	–	+	–
Zn	☞6	–	–	+	–

Legende zu Tabelle 5:

- +
-
- ☞ Zielprozeß für den Stoff bedingt geeignet, wird bei der Berechnung des Wirkungsgrades als nicht geeignet gewertet

*, 1, 2, 3, 4, 5, 6 Sonderfälle: siehe nachfolgende Begründung

Anhand von Tabelle 5 werden stoff- und szenarienspezifische Wirkungsgrade (η) berechnet.

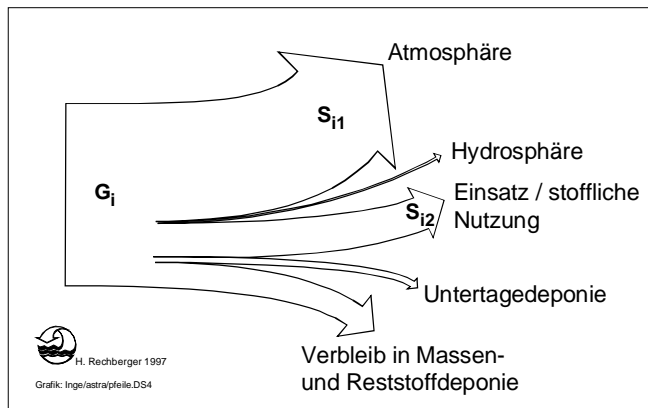


Abbildung 2: Beispiel für eine qualitative Bilanz eines Stoffes mit zwei geeigneten Zielprozessen

$$\eta_{ik} = \frac{\sum^n S_{ikn}}{G_i} \quad (1)$$

- n Anzahl der geeigneten Zielprozesse für einen Stoff
 S_{ikn} Stofffluß [t/a] des i-ten Stoffes in den n-ten geeigneten Zielprozeß im k-ten Szenario
 G_i Gesamtstofffluß [t/a] des i-ten Stoffes

Erläuterungen und Begründungen zu Tabelle 5:

1. Für Kohlenstoff wird der mineralisierte Anteil (CO_2) als positiv gerechnet. Unvollständige Verbrennung (CO , KW) wird mit Ausnahme der nicht vernachlässigbaren Methanemissionen aus Massenabfalldeponien in Gleichung (1) nicht berücksichtigt.
2. Für Stickstoff wird die Atmosphäre als geeigneter Zielprozeß angesehen. Jedoch wird nur der Anteil, der als molekularer Stickstoff (N_2) in die Luft geht für die Berechnung des Wirkungsgrades herangezogen. Andere Stickstoffverbindungen (Lachgas, Ammoniak) werden in Gleichung (1) nicht berücksichtigt.
3. In der vorliegenden Studie wird Gips aus Rauchgasreinigungsanlagen per Definition gemeinsam mit Schlacke bzw. Grobasche auf Reststoffdeponien abgelagert (Standard Spittelau). Prinzipiell ist das konzentrierte Ausschleusen von Schwefel in Form von Gips aus einem Prozeß positiv zu bewerten. Aus diesem Grund wird der Schwefel, der in Form von Gips auf die Reststoffdeponie geht, im Wirkungsgrad (Gleichung (1)) berücksichtigt.
4. Der Chloraustrag aus Deponien in das Grundwasser wird im Wirkungsgrad nicht berücksichtigt. Der Chloreintrag in die Hydrosphäre aus einer, einem nassen Rauchgasreinigungsprozeß nachgeschalteten, Abwasserbehandlungsanlage mit geeignetem Standort (ausreichend großer Vorfluter) ist dagegen als umweltverträglich zu bezeichnen und wird in Gleichung (1) berücksichtigt.
5. In der vorliegenden Studie wird vereinbart, daß Flugaschen aus Verbrennungen nach MVA-Standard gemeinsam mit dem Filterkuchen untertage deponiert werden. Die Untertagedeponie ist vorerst für alle Schwermetalle als geeignete Senke in dem Sinne zu bezeichnen, daß mit Metallen hochangereicherte Fraktionen von der Hydrosphäre abgeschlossen und aufgrund ihres Ressourcenpotentials und einer späteren Nutzung unvermischt abgelagert werden. Dies ist jedoch in entsprechend eingerichteten Reststoffdeponien ebenso möglich. Aus diesem Grund wird auch Chlor in der Untertagedeponie in Gleichung (1) nicht berücksichtigt. Die Salze von thermisch entstandenen Reststoffen sollen vor der Deponierung (in Reststoffdeponien) in technischen Prozessen ausgewaschen werden.



6. Beim Zielprozeß Einsatz/stoffliche Nutzung handelt es sich hauptsächlich um den Einsatz von Altpapier und Reststoffen aus der Papiererzeugung sowie der Papier- und Holzverarbeitung. Die Schwermetallflüsse in diesen Prozeß stellen die Sinnhaftigkeit der Verwertung nicht in Frage. Chlor und Schwermetalle werden jedoch wie auch im Produkt der Zementindustrie nicht für den Wirkungsgrad in Gleichung (1) berücksichtigt.

Die Massendeponie ist für die untersuchten Stoffe ungeeignet. Für die dort abgelagerten Abfälle ist die Abreicherung der Stoffe auf Erdkrustenniveau anzustreben. Die in dieser Studie untersuchten Abfälle und Reststoffe weisen durchwegs höhere Konzentrationen als die Erdkruste auf, so daß dieser Input, bei Vernachlässigung des der Erdkruste entsprechenden Anteiles, in Gleichung (1) nicht berücksichtigt wurde.

Nicht berücksichtigt wird in dieser Studie die unterschiedliche Qualität von Aschen aus Biomassefeuerungen. Neue innovative Verfahrenstechnologien ermöglichen es, den massenmäßig größten Teil der Asche (Rostasche oder Grobasche) aus Biomassebrennstoffen soweit zu entfrachten, daß er einer nachhaltigen, stofflichen Verwertung (Aufbringen auf landwirtschaftliche Böden ohne Anreicherung) zugeführt werden kann.





5 Datenmaterial

Bei der Beurteilung der Datenqualität wird zwischen güter-, prozeß- und kostenbezogenen Daten unterschieden.

5.1 Güterbezogene Daten

5.1.1 Masse der brennbaren Abfälle

Die Massenangaben im *Bundesabfallwirtschaftsplan 1995* (BAWP) [Krammer et al., 1995] sowie in der Studie „*Anlagenbedarf zur thermische Behandlung und Verwertung von Abfällen*“ [GCG, 1996] sind für eine erste Abschätzung ausreichend. Für die Berechnungen in dieser Studie wird allerdings größtenteils auf Primärliteratur (Branchenkonzepte, Abfallberichte der Bundesländer) zurückgegriffen, da das Bezugsjahr im BAWP zumeist 1993 ist und vor allem in Bezug auf die Abfälle aus Haushalten und ähnlichen Einrichtungen nicht nachvollziehbare Massenangaben und Doppelzählungen angeführt sind.

Die Unsicherheit der Massenangaben in den Branchenkonzepten dürfte gering sein.

Die Masse der Holzabfälle aus der Be- und Verarbeitung dürfte aufgrund von mehreren unterschiedlichen Literaturquellen von geringer Unsicherheit sein. Eine eindeutige Zuordnung dieser Masse zu den Schlüsselnummern gemäß ONORM S 2100 ist jedoch nicht möglich, da sowohl das Branchenkonzept Holz [Schmidt et al., 1994] als auch [Oberberger, 1997] die Schlüsselnummern nicht verwenden und statt dessen eigene Bezeichnungen, wie zum Beispiel Sägenebenprodukte (SNP), einführen. Bei beiden Literaturstellen werden beispielsweise Sägespäne stofflich und thermisch genutzt. In den Kapiteln Abfallanfall werden die Sägespäne aber nicht separat ausgewiesen, sondern zusammen mit den Sägenebenprodukten beschrieben.

Die Abfälle aus Haushalten und ähnlichen Einrichtungen dürften aufgrund der Angaben in den Abfallberichten und Konzepten der Bundesländer ebenfalls von geringer Unsicherheit sein.

Die Gesamtmasse der Kunststoffabfälle stimmt mit jener aus [Fehringer & Brunner, 1997] überein. Die Masse der einzelnen Schlüsselnummern wird allerdings größtenteils vom BAWP übernommen. Es kann aber dennoch eine geringe Unsicherheit angenommen werden.

Für die Abfälle aus der Wasseraufbereitung, Abwasserbehandlung und der Gewässernutzung sowie für die sonstigen Abfälle muß eine mittlere Unsicherheit angenommen werden.



5.1.2 Trockensubstanz der brennbaren Abfälle

Obwohl für mehr als 50 % der Abfälle bezüglich der Trockensubstanz Annahmen getroffen werden kann von mittlerer Unsicherheit ausgegangen werden.

5.1.3 Stoffkonzentrationen der brennbaren Abfälle

Eine generelle Aussage über die Datenqualität der Stoffkonzentrationen ist nicht möglich. Aus den Angaben in der Literatur ist oft nicht ersichtlich, ob die Konzentration auf Trockensubstanz oder auf Feuchtsubstanz bezogen ist.

Für viele nicht gefährliche Abfälle kann einerseits ein Literaturzitat gefunden werden, andererseits sind diese Angaben nur selten auf Schlüsselnummern bezogen. Für diese Abfälle muß daher eine mittlere Unsicherheit angenommen werden.

Vor allem bei den gefährlichen Abfällen müssen zumeist Abschätzungen getroffen werden. Hier muß von einer großen Unsicherheit ausgegangen werden.

5.1.4 Dichte der Reststoffe

Die Dichten für die Reststoffe orientieren sich an üblichen Werten und sind für die vorgenommene Abschätzung zur Einsparung von Deponievolumen ausreichend.

5.1.5 Aschen der Abfälle

Angaben zum Aschegehalt der Abfälle sind zumeist nur spärlich dokumentiert und oft nicht eindeutig auf Trocken- bzw. Feuchtsubstanz bezogen. Der ungefähre Aschegehalt ist jedoch zur Berechnung der anfallenden Reststoffe aus thermischen Prozessen notwendig. Die Aschegehalte für die massenmäßig wichtigsten Güter (Schlüsselnummern) werden mit Hilfe von Literaturwerten ausreichend genau abgeschätzt. Für den Rest müssen zumeist Annahmen getroffen werden.

5.1.6 Heizwerte der brennbaren Abfälle

Die Problematik der Heizwertbestimmung der verschiedenen Güter liegt darin, daß die durch die Schlüsselnummer definierten Abfälle zumeist „Stoffgruppen“ darstellen, für die eine exakte Zuordnung eines Heizwertes nicht möglich ist. In der Literatur angegebene Heizwerte für Schlüsselnummern basieren auf der Annahme, daß eine Stoffgruppe repräsentativ durch ein einzelnes Gut mit bekanntem Heizwert dargestellt werden kann. Die beschriebene Problematik läßt auch die in Punkt 4.1.6.1 angeführte Methode der Heizwertbestimmung als ausreichend genau erscheinen.



5.2 Prozeßbezogene Daten

5.2.1 Transferkoeffizienten der Prozesse

Die Transferkoeffizienten der Prozesse haben unterschiedliche Sicherheit. Dort, wo aufgrund der Datenlage nur sehr unsichere Aussagen gemacht werden können, wird versucht, mit Bandbreiten zu rechnen. Diese sind für einige Prozesse jedoch extrem. Im folgenden sind die einzelnen Prozesse im Hinblick auf die Sicherheit ihrer Darstellung beurteilt.

Tabelle 6: Beurteilung der Datenqualität der Transferkoeffizienten

Prozeß	Bemerkung
Müllverbrennungsanlage	methodisch gut abgesicherte Werte für Müllverbrennungsanlagen nach Stand der Technik
Sondermüllverbrennungsanlage	wird durch Analogieschlüsse bilanziert; für die Aufgabenstellung ausreichende Genauigkeit, da massenmäßig nicht bedeutend; Reingaswerte sehr genau
Industrielle Verbrennung nach MVA-Standard	synthetisch bilanziert; sehr viele Varianten der Prozeßführung denkbar; Reingaswerte sehr genau; Reststoffqualität stark durch das Verfahren beeinflußt
Holzindustrie	Datenlage relativ schlecht; vereinzelt durchgeführte Teilbilanzen ergeben die unterschiedlichsten Aussagen; daher große Bandbreiten
Papier- und Zellstoffindustrie	Datenlage sehr schlecht; Bilanzierung zum Teil über Gesamtangaben der Branche
Zementherstellung	Datenlage gut; es fehlen jedoch methodisch einwandfreie Stoffbilanzen von Anlagen
Biomassefeuerungen	analog zur Holzindustrie
Industrielle Verbrennung ohne MVA-Standard	Massenmäßig nicht sehr bedeutend; verschiedenste Technologien und daher praktisch nur durch Analogien und Annahmen abschätzbar
Mechanisch-biologische Behandlung	eine Vielzahl unterschiedlicher Verfahren; keine brauchbaren Stoffbilanzen publiziert
Restmüllsplitting	Datenlage schlecht; über das Verhalten von Elementen bei mechanischer Trennung gibt es die verschiedensten Angaben
Herhof	gut dokumentiertes Verfahren; Daten jedoch keineswegs plausibel
Deponie	Datenlage schlecht; selten dokumentiert; große Variation; für das Langzeitverhalten nur Modellvoraussagen; Deponieverhalten nur anhand Analogien und Annahmen abschätzbar

5.2.2 Nutzungsgrade der Prozesse

Die in Abschnitt 6.7.2 ermittelten Nutzungsgrade der verschiedenen Prozesse stellen gewichtete Durchschnittswerte von möglichst vielen, denselben Prozeß beschreibenden Anlagen dar. Je nach Stand der Technik der Anlage ergeben sich stark unterschiedliche Nutzungsgrade für



den Prozeß. Bei der Bestimmung der Nutzungsgrade, die für eine energetische Betrachtung der Szenarien verwendet werden, wird versucht unter Berücksichtigung von ökologischen und ökonomischen Gesichtspunkten, sowie unter Beachtung der technologischen Entwicklung möglichst objektive Nutzungsgrade zu verwenden.

5.3 Kostenbezogene Daten

Um die kostenbezogenen Daten zu erfassen, werden Anlagenhersteller, heutige und zukünftige Anlagenbetreiber sowie Experten interviewt. Weiters werden Daten und Zahlen aus der Literatur verwendet.

Im allgemein gibt es relativ viele Informationen zu den einzelnen Kostenstellen. Schwierig dagegen ist es, einen realen Mittelwert abzuschätzen, weil es sehr große Schwankungen zwischen den Angaben der verschiedenen Quellen und Akteure gibt. Um die Sicherheit der Daten zu verbessern, wird bei der Ermittlung der Kosten mit Bandbreiten gerechnet.

Für die Behandlungskosten in der Müllverbrennungsanlagen wird eine eigene Sensitivitätsanalyse durchgeführt, weil es bei dieser Kostenstelle große Schwankungen in den Angaben gibt.

Daten zu den genauen Kosten der industriellen Verbrennung sind am schwierigsten anzusetzen, da je nach Anlage und Verfahrenstechnik die Kosten der Abfallbehandlung sehr unterschiedlich sind. In diesen Zahlen gibt es große Unsicherheiten. Deswegen werden auch hier Bandbreiten benutzt, um den Fehler zu minimieren.



6 Ergebnisse

6.1 Brennbare Abfälle in Österreich

Das gesamte Abfallaufkommen in Österreich wird auf ca. 40 Mio. t/a geschätzt [Krammer et al., 1995]. Für diese Studie wird eine Masse an brennbaren Abfällen von 8,5 Mio. t/a berechnet (siehe Anhang 1). Die Tabelle 7 gibt einerseits einen Überblick über den Anteil der brennbaren Abfälle an den gesamten Abfällen und andererseits, auf welche Kategorien sich diese Abfälle aufteilen.

Tabelle 7: Gesamtes Abfallaufkommen in Österreich verglichen mit den brennenden Abfällen im Sinne dieser Studie

Kategorie	Masse Bundesabfall- wirtschaftsplan [Krammer et al., 1995]	brennbare Abfälle in dieser Studie	brennbare Abfälle in dieser Studie (vgl. BAWP)	Aufteilung der brennbaren Abfälle in dieser Studie
	[t/a]	[t/a]	[%]	[%]
Abfälle aus Haushalten und ähnlichen Einrichtungen	2.500.000	2.170.000	87	26
Baurestmassen einschließlich Baustellenabfälle	22.000.000	500.000	2	6
Abfälle aus der Wasseraufbereitung, Abwasserbehandlung und der Gewässernutzung	2.300.000	940.000	41	11
Holzabfälle	3.500.000	3.490.000	100	41
Sonstige nicht gefährliche Abfälle	7.800.000	1.130.000	14	13
Gefährliche Abfälle	1.000.000	220.000	22	3
Summe	39.100.000	8.500.000	22	100

Die Tabelle 8 zeigt die im Sinne dieser Studie brennbaren Abfälle in Österreich mit den Schlüsselnummern und Bezeichnungen gemäß ÖNORM S 2100.



Tabelle 8: Brennbares Abfälle in Österreich [t/a]

SN	Abfälle im Sinne § 3 (7) AWG Stoffbezeichnung gemäß ÖNORM S 2100 Bezeichnung	"brennbare" Abfälle FS [t/a]	SN	Abfälle im Sinne § 3 (7) AWG Stoffbezeichnung gemäß ÖNORM S 2100 Bezeichnung	"brennbare" Abfälle FS [t/a]
11102	überlagerte Lebensmittel	3.700	547	Mineralölschlämme (gef. Abfälle)	42.300
11103	Spelze, Spelzen- und Getreidestaub	11.000		Rückstände aus Mineralölraffinerien (gef. Abfälle)	1.300
11421	Spül- und Waschmittel mit schädlichen Verunreinigungen, gef. Abfälle	1.600	548	Sonstige Abfälle von Mineralölprodukten und aus der Erdölverarbeitung und Kohleveredelung (gef. Abfälle)	25.200
117	Abfälle aus der Futtermittelproduktion	1.000	549	Abfälle von halogenhaltigen organischen Lösemitteln und Lösungsmittelgemischen und anderen halogenierten Flüssigkeiten (gef. Abfälle)	7.400
121	Abfälle aus der Produktion pflanzlicher und tierischer Öle	85.000	552	Abfälle von halogenfreien organischen Lösemitteln und Lösemittelgemischen (gef. Abfälle)	19.300
123	Abfälle aus der Produktion pflanzlicher und tierischer Fette und Wachse (gef. Abfälle)	2.300	553	Lösemittelhaltige Schlämme, Betriebsmittel und wäßrige Gemische (gef. Abfälle)	4.900
125	Emulsionen und Gemische mit pflanzlichen und tierischen Fettprodukten (gef. Abfälle)	8.200	554	Abfälle von Farbstoffen und Anstrichmitteln	34.300
14402	Gerbereischlamm	21.000	555	Abfälle von Klebstoffen, Kittungen, nichtausgehärteten Harzen	1.900
14702	Chromlederabfälle aus der Verarbeitung	12.900	57101	Phenol- und Melaminharze	26.000
14704	Lederschleifschlamm und Ledermehl	1.000	57102	Polyester	2.200
17101	Rinde	710.000	57107	ausgehärtete Formmassen (Duromere)	1.900
17102	Schwarten und Spreissel aus sauberem, unbeschichtetem Holz, SNP	1.850.000	57110	Polyurethan, Polyurethanschaum	5.700
17103	Sägemehl und Sägespäne aus sauberem, unbeschichtetem Holz	455.000	57111	Polyamid	1.300
17104	Holzschleifstäube und -schlämme	0	57116	PVC-Abfälle und Schäume auf PVC-Basis	16.000
17114	Staub und Schlamm aus der Spanplattenherstellung	0	57117	Kunstglas-, Polyacrylat- und Polycarbonatabfälle	10.000
17115	Spanplattenabfälle	90.000	57118	Kunststoffemballagen	90.000
17202	Bau- und Abbruchholz	360.000	57119	Kunststofffolien	93.000
17207	Eisenbahnschwellen	20.000	57123	Epoxidharze	1.900
17208	Holz, (z.B. Pfähle und Maste) salzprägniert (gef. Abfälle)	9.200	57126	fluorhaltige Kunststoffe	3.200
17209	Holz, (z.B. Pfähle und Maste) ölprägniert	9.400	57128	Polyolefinabfälle	24.000
181	Abfälle aus der Zellstoffherstellung (Spuckstoffe, Äste)	43.900	57129	sonstige ausgehärtete Kunststoffabfälle	36.000
18401	Rückstände aus der Papiergewinnung ohne Altpapieraufbereitung	8.500	572	Abfälle von nicht ausgehärteten Kunststoffabfällen, Kunststoffformmassen und -komponenten (gef. Abfälle)	3.800
18407	Rückstände aus der Altpapieraufbereitung	97.100	57501	Gummi	6.900
187	Papier- und Pappeabfälle (gef. Abfälle)	1.300	57502	Altreifen und Altreifenschnitzel	45.000
18701	Schnitt- und Stanzabfälle	9.500	578	Shredderrückstände	70.000
18702	Papier und Pappe, beschichtet	50.000	58105	Wolle	500
18705	Terrpapier und bitumengetränktes Papier	2.000	58106	Pflanzenfasern	2.500
18720	Papier und Pappe, unbeschichtet	980.000	58107	Stoff- und Gewebereste, Altkleider	30.000
31417	Aktivkohle	1.000		Laborabfälle und Chemikalienreste (gef. Abfälle)	4.000
31420	Rußabfälle	1.000	91101	Restmüll	1.255.000
31421	Kohlenstaub	0	91206	Baustellenabfälle	500.000
31423	ölverunreinigte Böden, nach BVE	3.800	914	Sperrmüll	192.000
31426	Kernsande	35.000	945	Stabilisierte Schlämme aus mechanisch-biologischer Abwasserbehandlung	600.000
31432	Graphitstaub, Graphit	1.500		Rückstände aus der Kanalisation und Abwasserbehandlung (Rechengut)	46.300
31434	verbrauchte Filter- und Aufsaugmassen	2.500	948	Schlämme aus der Abwasserbehandlung	276.000
316	Mineralische Schlämme	0	949	Abfälle aus der Gewässernutzung	20.000
351	Eisen- und Stahlabfälle (gef. Abfälle)	1.200		Abfälle aus dem medizinischen Bereich (gef. Abfälle)	2.500
535	Abfälle von Arzneimittelerzeugnissen (gef. Abfälle)	1.600	971		
541	Abfälle von Mineralölen und synthetischen Ölen (gef. Abfälle)	47.600	Summe		8.500.000
544	Abfälle von Emulsionen und Gemischen von Mineralölprodukten (gef. Abfälle)	16.000			
545	Rückstände aus der Erdölförderung (gef. Abfälle)	1.000			

6.2 Stoffkonzentrationen der Abfälle

Für die brennbaren Abfälle in Österreich werden die in der Tabelle 9 und Tabelle 10 aufgelisteten Stoffkonzentrationen und Trockensubstanzen ermittelt oder abgeschätzt. Für viele Abfälle werden Bandbreiten ermittelt, welche zusammen mit den Literaturangaben im Anhang 2 ersichtlich sind.



Tabelle 9: Stoffkonzentrationen der brennbaren Abfälle (Teil 1)

SN	Abfälle im Sinne § 3 (7) AWG Stoffbezeichnung gemäß ÖNORM S 2100	"brennbare" Abfälle FS [t/a]	Trocken- substanz TS [%]	C [mg/kg]	N [mg/kg]	S [mg/kg]	Cl [mg/kg]	Cd [mg/kg]	Hg [mg/kg]	Pb [mg/kg]	Zn [mg/kg]
11102	überlagerte Lebensmittel	3.700	90	200.000	7.000	1.000	1.800	0,10	0,02	30,0	12,0
11103	Spelze, Spelzen- und Getreidestaub	11.000	88	480.000	7.000	1.000	1.900	0,02	0,02	2,0	7,4
11421	Spül- und Waschmittel mit schädlichen Verunreinigungen, gef. Abfälle	1.600	90	200.000	7.000	1.000	1.800	0,10	0,02	30,0	10,0
117	Abfälle aus der Futtermittelproduktion	1.000	80	200.000	29.000	1.000	1.800	0,10	0,02	30,0	10,0
121	Abfälle aus der Produktion pflanzlicher und tierischer Öle	85.000	100	300.000	10.000	1.000	20.000	0,10	0,02	30,0	3,9
123	Abfälle aus der Produktion pflanzlicher und tierischer Fette und Wachse (gef. Abfälle)	2.250	100	600.000	10.000	1.000	20.000	0,10	0,01	30,0	3,9
125	Emulsionen und Gemische mit pflanzlichen und tierischen Fettprodukten (gef. Abfälle)	8.200	100	600.000	10.000	1.000	20.000	0,10	0,01	30,0	3,9
14402	Gerbereschlamm	21.000	40	450.000	178.000	9.000	20.000	10,00	10,00	500,0	2.000,0
14702	Chromlederabfälle aus der Verarbeitung	12.900	90	450.000	4.000	9.000	20.000	0,01	10,00	500,0	33,0
14704	Lederschleifschlamm und Ledermehl	1.000	85	450.000	4.000	9.000	20.000	0,01	10,00	500,0	33,0
17101	Rinde	710.000	55	504.000	5.500	300	150	0,60	0,04	4,0	90,0
17102	Schwarten und Spreissel aus sauberem, unbeschichteten Holz, SNP	1.850.000	90	496.000	3.800	200	70	0,30	0,30	3,0	45,0
17103	Sägemehl und Sägespäne aus sauberem, unbeschichteten Holz	455.000	94	490.000	1.500	60	50	0,10	0,01	0,4	11,0
17104	Holzschleifstäube und -schlämme		94	490.000	2.000	200	50	0,10	0,04	0,4	85,0
17114	Staub und Schlamm aus der Spanplattenherstellung		94	490.000	59.300	1.300	67	1,00	0,04	4,1	25,0
17115	Spanplattenabfälle	90.000	94	486.000	39.200	600	3.901	1,00	0,04	56,0	99,0
17202	Bau- und Abbruchholz	360.000	90	507.000	2.400	1.700	1.184	4,10	0,20	762,0	1.217,0
17207	Eisenbahnschwellen	20.000	94	520.000	200	1.000	500	5,00	0,20	100,0	500,0
17208	Holz, (z.B. Pfähle und Masten) satzimprägniert (gef. Abfälle)	9.200	80	510.000	1.680	60	1.645	3,10	0,08	512,0	338,0
17209	Holz, (z.B. Pfähle und Masten) ölprägniert	9.400	94	520.000	2.000	500	500	5,00	0,20	100,0	300,0
181	Abfälle aus der Zellstoffherstellung (Spuckstoffe, Äste)	43.850	80	350.000	2.000	5.540	250	0,23	1,00	0,2	560,0
18401	Rückstände aus der Papiergewinnung ohne Altpapieraufbereitung	8.520	44	440.000	3.100	700	7.627	3,50	0,01	31,0	244,0
18407	Rückstände aus der Altpapieraufbereitung	97.100	44	515.000	10.200	3.500	500	2,50	1,00	75,0	560,0
187	Papier- und Pappeabfälle (gef. Abfälle)	1.265	90	440.000	1.000	750	1.400	0,40	0,10	40,0	200,0
18701	Schnitt- und Stanzabfälle	9.500	90	440.000	1.000	750	1.400	0,40	0,10	40,0	200,0
18702	Papier und Pappe, beschichtet	50.000	80	367.900	1.100	2.300	1.200	0,45	0,09	45,0	200,0
18705	Terrapier und bitumengetränktes Papier	2.000	94	440.000	1.000	3.000	1.200	0,60	0,15	50,0	200,0
18720	Papier und Pappe, unbeschichtet	980.000	94	440.000	1.000	1.500	1.400	0,25	0,06	28,0	200,0
31417	Aktivkohle	1.000	100	800.000	12.000	10.000	1.500	1,00	0,50	80,0	85,0
31420	Rußabfälle	1.000	100	800.000	14.000	15.000	2.000	0,07	0,20	7,0	25,0
31421	Kohlenstaub		100	800.000	12.000	10.000	1.500	1,00	0,50	80,0	85,0
31423	ölverunreinigte Böden, nach BVE	3.750	90	100.000	2.300	1.000	2.000	0,50	0,25	40,0	100,0
31426	Kernsande	35.000	100	100.000	14.000	15.000	2.000	0,50	0,05	84,0	183,0
31432	Graphitstaub, Graphit	1.500	100	900.000	14.000	15.000	2.000	0,10	0,05	6,0	25,0
31434	verbrauchte Filter- und Aufsaugmassen	2.500	80	400.000	14.000	15.000	2.000	0,10	0,20	6,0	25,0
316	Mineralische Schlämme		30	200.000	2.000	10.000	2.000	0,10	0,20	5,0	50,0
351	Eisen- und Stahlabfälle (gef. Abfälle)	1.200	100	2.000	1.000	400	2.000	0,10	0,20	5,0	20,0
535	Abfälle von Arzneimittelherzeugnissen (gef. Abfälle)	1.600	100	200.000	0,05	0	2.000	0,10	0,10	5,0	10,0
541	Abfälle von Mineralölen und synthetischen Ölen (gef. Abfälle)	47.626	91	850.000	3.000	5.000	70	1,00	1,00	217,0	800,0
544	Abfälle von Emulsionen und Gemischen von Mineralölprodukten (gef. Abfälle)	16.000	100	850.000	3.000	5.000	70	1,00	1,00	200,0	800,0
545	Rückstände aus der Erdölförderung (gef. Abfälle)	1.000	100	100.000	3.000	5.000	70	1,00	1,00	200,0	800,0
547	Mineralölschlämme (gef. Abfälle)	42.300	90	800.000	3.000	5.000	70	1,00	1,00	200,0	800,0
548	Rückstände aus Mineralölraffinerien (gef. Abfälle)	1.262	100	850.000	3.000	5.000	70	1,00	1,00	200,0	800,0
549	Sonstige Abfälle von Mineralölprodukten und aus der Erdölverarbeitung und Kohleveredelung (gef. Abfälle)	25.230	100	850.000	3.000	5.000	70	1,00	1,00	200,0	800,0
552	Abfälle von halogenhaltigen organischen Lösemitteln und Lösungsmittelgemischen und anderen halogenierten Flüssigkeiten (gef. Abfälle)	7.427	100	800.000	3.000	500	100.000	1,00	1,00	1,0	1,0
553	Abfälle von halogenfreien organischen Lösemitteln und Lösemittelgemischen (gef. Abfälle)	19.323	100	800.000	3.000	500	10	1,00	1,00	1,0	1,0
554	Lösemittelhaltige Schlämme, Betriebsmittel und wäßrige Gemische (gef. Abfälle)	4.850	80	800.000	3.000	500	3.000	10,00	1,00	800,0	1.000,0
555	Abfälle von Farbmitteln und Anstrichmitteln	34.300	95	800.000	3.000	500	3.000	10,00	1,00	800,0	1.000,0
559	Abfälle von Klebstoffen, Kitten, nichtausgehärteten Harzen	1.930	98	800.000	50.000	9.000	20.000	10,00	0,42	800,0	200,0



Tabelle 10: Stoffkonzentrationen der brennbaren Abfälle (Teil 2)

SN	Abfälle im Sinne § 3 (7) AWG Stoffbezeichnung gemäß ÖNORM S 2100	"brennbare" Abfälle FS [t/a]	Trocken- substanz TS [%]	C [mg/kg]	N [mg/kg]	S [mg/kg]	Cl [mg/kg]	Cd [mg/kg]	Hg [mg/kg]	Pb [mg/kg]	Zn [mg/kg]
57101	Phenol- und Melaminharze	26.000	98	280.000	670.000	9.000	10.000	40,00	0,45	350,0	700,0
57102	Polyester	2.200	98	850.000	6.000	9.000	10.000	40,00	0,45	350,0	700,0
57107	ausgehärtete Formmassen (Duromere)	1.900	98	850.000	6.000	9.000	10.000	40,00	0,45	350,0	700,0
57110	Polyurethan, Polyurethanschäum	5.700	98	604.000	161.000	9.000	54.000	40,00	0,45	350,0	700,0
57111	Polyamid	1.300	98	637.000	124.000	9.000	10.000	40,00	0,45	350,0	700,0
57116	PVC-Abfälle und Schäume auf PVC- Basis	16.000	98	387.000	6.000	9.000	480.000	500,00	0,45	4.000,0	1.000,0
57117	Kunstglas-, Polyacrylat- und Polycarbonatabfälle	10.000	98	850.000	6.000	9.000	10.000	40,00	0,45	350,0	700,0
57118	Kunststoffballagen	90.000	98	717.903	6.000	9.000	12.575	32,00	0,20	402,0	427,0
57119	Kunststofffolien	93.000	98	805.154	6.000	9.000	2.438	21,00	0,45	254,0	584,0
57123	Epoxidharze	1.900	98	850.000	6.000	9.000	10.000	40,00	0,45	350,0	700,0
57126	fluorhaltige Kunststoffe	3.200	98	850.000	6.000	9.000	10.000	40,00	0,45	350,0	700,0
57128	Polyolefinabfälle	24.000	98	840.000	6.000	9.000	1.400	18,00	0,45	188,0	532,0
57129	sonstige ausgehärtete Kunststoffabfälle	36.000	98	850.000	6.000	9.000	10.000	40,00	0,45	350,0	700,0
572	Abfälle von nicht ausgehärteten Kunststoffabfällen, Kunststoffmassen und - komponenten (gef. Abfälle)	3.760	98	900.000	3.000	9.000	41.000	40,00	0,42	800,0	200,0
57501	Gummi	6.900	90	700.000	800	3.700	20.000	8,00	0,00	70,0	4.600,0
57502	Altreifen und Altreifen schnitzel	45.000	90	500.000	3.000	17.000	8.000	8,00	0,00	70,0	16.000,0
578	Shredderrückstände	70.000	90	300.000	7.500	5.500	20.000	50,00	0,01	70,0	200,0
58105	Wolle	500	90	450.000	1.000	3.000	450	0,10	0,01	30,0	800,0
58106	Pflanzenfasern	2.500	90	450.000	3.000	3.000	450	0,10	0,01	30,0	800,0
58107	Stoff- und Gewebereste, Altkleider	30.000	90	770.000	1.000	2.200	13.500	0,10	0,01	100,0	800,0
593	Laborabfälle und Chemikalienreste (gef. Abfälle)	4.000	90	200.000	3.000	1.000	100	0,10	0,00	100,0	100,0
91101	Restmüll	1.255.000	69	260.000	7.000	4.000	8.700	11,00	1,80	810,0	1.100,0
91206	Baustellenabfälle	500.000	80	500.000	4.000	2.000	5.000	5,00	0,20	500,0	900,0
914	Sperrmüll	192.000	75	200.000	7.000	1.800	5.500	9,00	2,00	600,0	1.400,0
945	Stabilisierte Schlämme aus mechanisch-biologischer Abwasserbehandlung	600.000	34	340.000	34.500	2.116	126	1,45	2,60	81,0	914,0
947	Rückstände aus der Kanalisation und Abwasserbehandlung (Rechengut)	46.300	34	300.000	15.000	1.143	30	3,00	2,60	290,0	5,0
948	Schlämme aus der Abwasserbehandlung	276.000	34	250.000	34.500	2.116	126	4,00	2,60	290,0	100,0
949	Abfälle aus der Gewässerernutzung	20.000	73	300.000	20.000	250	171	1,00	0,01	74,0	355,0
971	Abfälle aus dem medizinischen Bereich (gef. Abfälle)	2.500	90	200.000	3.000	1.000	100	0,10	0,00	100,0	100,0

Die durchschnittlichen, minimalen und maximalen Konzentrationen in den gesamten brennbaren Abfällen sind in Tabelle 11 angegeben. Zum Vergleich sind die Stoffkonzentrationen von Restmüll, Steinkohle und Heizöl S angeführt. Es zeigte sich, daß ca. 23 % der Abfälle höhere Schwermetallkonzentrationen als Restmüll, 72 % höhere als Kohle und 95 % höhere als Heizöl S aufweisen.

Tabelle 11: Stoffkonzentrationen in den brennbaren Abfällen in [mg/kg TS]

[mg/kg TS]	C	N	S	Cl	Cd	Hg	Pb	Zn
Ø in den Abfällen	460.000	8.900	2.100	4.300	5,7	0,6	250	540
min. Konz.	100.000	200	60	10	0,01	0,001	<1	1
max. Konz.	900.000	670.000	17.000	480.000	500	10	4.000	16.000
Restmüll	240.000	7.000	4.000	8.700	11	2	810	1.100
Kohle	850.000	12.000	10.000	1.500	1	0,5	80	85
Heizöl S	850.000	3.000	15.000	10	1	0,01	10	20

Die folgende Tabelle zeigt die Masse der ausgewählten Stoffe in den brennbaren Abfällen in Österreich

Tabelle 12: Masse der ausgewählten Stoffe in den brennbaren Abfällen in Österreich [t/a]

	C	N	S	Cl	Cd	Hg	Pb	Zn
Masse [t/a]	3.000.000	58.000	14.000	28.000	37	4,0	1.600	3.500



6.3 Darstellung der Prozesse

In diesem Kapitel werden einzelne, ähnliche Verfahren respektive „Akteure“ zusammengefaßt und als Prozesse definiert. Ein Prozeß besteht demnach aus einer Summe von Anlagen, die unterschiedliche Energieflüsse, Stoffflüsse und Emissionen² haben können. Es wird versucht, die Prozesse als gesamtes so realistisch wie möglich darzustellen. Betrachtet man einzelne Anlagen können durchaus andere Ergebnissen resultieren. *Die Genauigkeit der Bilanzierung ist immer im Zusammenhang mit den Zielen, Ergebnissen und Schlußfolgerungen dieser Studie zu sehen.*

6.3.1 Müllverbrennungsanlage (MVA)

6.3.1.1 Beschreibung

Als Müllverbrennungsanlage wird in der vorliegenden Studie die dem heutigen Stand der Technik entsprechende Rostfeuerung mit anschließender Entstaubung, nasser Rauchgaswäsche, katalytischer Stickoxidminderung, Abwasseraufbereitung und Aschenachbehandlung bezeichnet. Solche Anlagen werden derzeit zwei in Wien (ohne Aschenachbehandlung) und eine in Wels³ betrieben. Die Outputgüter einer solchen Anlage sind: Reingas, Abwasser, Schlacke, Schrott, Filterasche, Gips und Filterkuchen. Die Darstellung des Prozesses Müllverbrennungsanlage basiert in dieser Studie auf der Wiener Anlage Spittelau. Eine detaillierte Prozeßbeschreibung ist zum Beispiel in [Schachermayer et al., 1995a] zu finden. Da der Gips in dieser Anlage zur Schlacke gemischt wird, scheint nachfolgend der Gips als Outputgut nicht mehr separat auf, er ist im Gut Schlacke enthalten.

6.3.1.2 Transferkoeffizienten für Güter und Stoffe

Für die Darstellung des Prozesses Müllverbrennungsanlage werden die in [Schachermayer et al., 1995a] ermittelten Transferkoeffizienten (Tabelle 14) für die Wiener Müllverbrennungsanlage Spittelau herangezogen. Auf Grund der dort angewandten Methodik, stellt die Schärfe der Daten einen Idealfall dar, wie er bei allen anderen Prozessen nicht anzutreffen ist. Für die in dieser Studie aufgrund der Fragestellung nicht exakt ermittelten Transferkoeffizienten in das Reingas, werden Werte für die Spittelau aus einem Vortrag von [Löffler, 1995] entnommen. Die mit Daten (Massenflüsse, Reingaskonzentrationen) aus [Schachermayer et al., 1995a] berechneten Reingaskonzentrationen ergeben für Cadmium und Quecksilber leicht abweichende Werte (vergl. Tabelle 15).

² Emissionen im weiteren Sinn: Abluft, Abwasser und feste Abfälle

³ Die Anlage in Wels ist zusätzlich mit einem Aktivkohlefilter und einer nassen und thermischen Aschenachbehandlung ausgestattet.



Tabelle 13: Güterverteilung [%] des Prozesses Müllverbrennungsanlage nach [Schachermayer et al., 1995a]

Gut	[%]
Abgas	71,3
Abwasser	<1
Schlacke	23,1
Schrott	2,8
Filterstaub	2,4
Filterkuchen	<1

Für die Berechnung der Reststoffe wird angenommen, daß der Wassergehalt der Schlacke bei rund 15 % (entspricht 270 kg Schlacke pro t Restmüll) und der Wassergehalt des Filterstaubes bei rund 5 % (entspricht 25 kg Filterstaub pro t Restmüll) liegen. Weiters wird angenommen, daß pro Tonne Restmüll ca. 2 kg entwässerter Filterkuchen anfallen.

Tabelle 14: Stoffverteilung [%] des Prozesses Müllverbrennungsanlage, Mittelwerte nach [Schachermayer et al., 1995a]

[%]	Schlacke	Filterstaub	Filterkuchen	Abwasser	Reingas
C	1,4	<1	<1	<1	98
N*	1,4	<1	<1	<1	98
S	50 ⁴	36	6	8	<1
Cl	10	36	<1	54	<1
Cd	8	92	<1	<1	<1
Hg	4	22	73	<1	<1
Pb	75	25	<1	<1	<1
Zn	43	57	<1	<1	<1

* Die Verteilung des Stickstoff wird gleich der von Kohlenstoff angenommen. Im Reingas wird jedoch im weiteren nur mehr der als NO_x emittierte Stickstoff berücksichtigt.

Tabelle 15: Transferkoeffizienten für Reingas in % für den Prozeß Müllverbrennungsanlage

	Stoffkonzentration im Restmüll*	Input Restmüll**	Reingas***	Transferkoeffizienten	Transferkoeffizienten (berechnet nach Schachermayer)
	[g/kg FS]	[t/a]	[t/a]	[%]	[%]
N	7	1.680	11,8 ⁵	0,7	
S	2,9	696	4,5	0,65	0,65
Cl	6,4	1.536	3,5	0,23	0,23
Cd	0,008	1,92	0,001	0,073	0,05
Hg	0,0013	0,31	0,006	1,9	1,27
Pb	0,6	144	0,016	0,01	0,008
Zn	0,83	199,2	0,082	0,04	0,03

* [Schachermayer et al., 1995a]

** Mülldurchsatz 240.000 t/a

*** [Löffler, 1995]

⁴ Es wird angenommen, daß 80 % dieses Schwefels vom Gips stammen, der mit der Schlacke vermischt wird.

⁵ N in NO_x, d.h. 0,7 % des N-Inputs wird in NO_x umgewandelt



6.3.2 Sonderabfallverbrennungsanlage (SVA)

6.3.2.1 Beschreibung

Als Referenzanlage dienen die Entsorgungsbetriebe Simmering (EbS), in denen neben gefährlichen Abfällen auch der Wiener Klärschlamm in 3 Wirbelschichtöfen verbrannt wird. Die gefährlichen Abfälle werden in zwei Drehrohren verbrannt. Wirbelschichtöfen und Drehrohre haben eigene Elektrofilter, die restlichen Stufen der Rauchgasreinigungsanlage sind in einer Linie ausgeführt. Diese besteht aus einer zweistufigen Wäsche, einem filtrierenden und einem elektrodynamischen Venturiwäscher. Nachgeschaltet ist ein Aktivkohlefilter. Eine genaue Beschreibung der Anlage findet sich in veröffentlichten Broschüren der Entsorgungsbetriebe Simmering.

6.3.2.2 Transferkoeffizienten für Güter und Stoffe

Die eigentliche „Sondermüllverbrennung“ findet nur in den Drehrohröfen statt. Die gefährlichen Abfälle gehen dabei zu rund 75 % in das Reingas, der Rest wird zu 20 % Schlacke, 5 % Flugasche und <1 % Filterkuchen umgewandelt, weniger als 1 % des Abfalles geht in das Abwasser. Derzeit gibt es keine publizierten Stoffbilanzen der EbS. Da die Aufteilung des Inputs auf die Outputgüter ähnlich der einer Müllverbrennungsanlage ist, werden trotz unterschiedlicher Technologie und daraus resultierenden unterschiedlichen Prozeßparametern, die Transferkoeffizienten aus Kapitel 6.3.1 für den Prozeß Sonderabfallverbrennung verwendet.

6.3.3 Industrielle Verbrennung nach MVA -Standard (MVA+)

6.3.3.1 Beschreibung

Derzeit ist in Österreich keine industrielle Anlage, welche die Grenzwerte für Müllverbrennungsanlagen (LRV-K) einhalten kann, in Betrieb. Es gibt jedoch Projekte, die sich in unterschiedlichen Phasen (Planung, Genehmigung, Errichtung, etc.) befinden. Um die Grenzwerte für Müllverbrennungsanlagen einhalten zu können, werden diese Anlagen mit Rauchgasreinigungssystemen und Abwasserreinigungsanlagen nach dem Stand der Technik für Müllverbrennungsanlagen ausgerüstet. Bei der Verbrennungstechnologie wird aufgrund der in Frage kommenden Abfälle davon ausgegangen, daß es sich hauptsächlich um Wirbelschichtkesseln handelt⁶. Für die gasförmigen und flüssigen Emissionen sind Werte ähnlich von guten Müllverbrennungsanlagen zu erwarten. Bei den festen Reststoffen fallen in Abhängigkeit der eingesetzten Technologie Bettmaterial, Aschen, Filterkuchen, Gips und Aktivkohle an. Prinzipiell sind für solche Anlagen verschiedenste Kombinationen von Rauchgasreinigungsstufen vorstellbar. Innovative Konzepte versuchen zum Beispiel einen Großteil der Flugasche in einem hohen Temperaturbereich aus dem Prozeß auszuschleusen. Dies hat einerseits den Vorteil, daß diese Fraktion im Vergleich zur Feinasche im Gewebefilter unbelastet (Schwermetalle, Dioxine) ist und Schwermetallkonzentrationen ähnlich der Bettasche aufweist. Andererseits können in einem relativ kleinen Restaschestrom Schwermetalle aufkon-

⁶ Rostfeuerungen sind wie MVAen einzustufen und im Kapitel 6.3.1 dargestellt.



zentriert werden. Diese im Staubfilter abgeschiedene Feinfraktion der Flugasche kann thermisch nachbehandelt werden. Dazu stehen wiederum verschiedene Verfahren zur Verfügung.

6.3.3.2 Transferkoeffizienten für Güter und Stoffe

Im folgenden wird als Referenzanlage für den Prozeß „Industrielle Verbrennung nach MVA-Standard“ ein zirkulierender Wirbelschichtkessel mit einer ersten Staubabscheidung in einem Heißzyklon angenommen. Bettasche und Zyklonasche machen zusammen (im weiteren als Grobasche bezeichnet) ca. 80 % der anfallenden Aschen aus. Vor dem anschließenden Gewebefilter wird durch Eindüsen von Kalkstein ein Teil des Schwefels gebunden und im Filter abgeschieden. Dieser Feinstaub wird in einem Drehrohr thermisch behandelt. Quecksilber geht in eine dem Drehrohr nachgeschaltete Quench mit Ausschleuswasser aus dem sauren Wäscher, die Abluft des Drehrohres wird zurück in den Hauptprozeß geführt. Nach der Staubabscheidung folgt eine zweistufige Naßwäsche und eine katalytische Entstickung. Die Prozeßwässer werden in einer Abwasserreinigungsanlage behandelt, es entsteht Gips durch Umfällung des Prozeßwassers aus dem Neutralwäscher, Filterkuchen und gereinigtes Abwasser. Die Masse des anfallenden Gipses hängt direkt mit dem Schwefelinhalt im Brennstoff zusammen. Es wird angenommen, daß 2 kg entwässerter Filterkuchen pro t Abfall entstehen. Die Stoffverteilung für den Prozeß wird wie folgt angenommen:

Tabelle 16: Stoffverteilung [%] für den Prozeß „Industrielle Verbrennung nach MVA-Standard“

[%]	Reingas	Abwasser	Grobasche	Feinasche	Filterkuchen	Gips
C	99	<1	<1	<1	<1	0
N ⁷	0,7	<1	<1	<1	<1	0
S	0,65	8	5	40	6	40
Cl	0,23	54	5	40	<1	0
Cd	0,05	<1	16	83	<1	0
Hg	1,27	<1	1	2	95	0
Pb	0,008	<1	24	75	<1	0
Zn	0,03	<1	48	51	<1	0

Für den Transfer in Reingas, Abwasser und Filterkuchen werden die Werte aus Kapitel 6.3.1 für Müllverbrennungsanlagen verwendet. Für Kohlenstoff und Stickstoff aufgrund ihres eindeutigen Verhaltens im thermischen Prozeß ebenso. Für die Aufteilung auf die beiden Aschefractionen wird angenommen, daß die Zyklonasche in Bezug auf die untersuchten Stoffe ähnliche Zusammensetzung wie die Bettasche aufweist. Die größeren Transferkoeffizienten in die Grobasche im Vergleich zum Kapitel 6.3.6 ergeben sich aus dem angenommenen Masseverhältnis zwischen Grob- und Feinasche von 80 zu 20. Für Schwefel wird angenommen, daß etwa gleich viel über den Gewebefilter und den Neutralwäscher aus dem Rauchgas entfernt wird. Der vom Wäscher kommende Gips wird auf Reststoffdeponien abgelagert⁸. Für Chlor wird angenommen, daß im Zyklon noch sehr wenige Chloride abgeschieden werden und die Hauptfracht in der Feinasche und im sauren Wäscher anfällt.

⁷ Im Reingas N in NO_x

⁸ Es ist üblich, daß REA-Gips verkauft wird. In dieser Studie wird Gips per Definition gemeinsam mit Schlacke (vergl. Kapitel 6.3.1) bzw. Grobasche auf einer Reststoffdeponie abgelagert.



6.3.4 Industrielle Verbrennung ohne MVA-Standard (MVA-)

6.3.4.1 Beschreibung

Bei der Industriellen Verbrennung ohne MVA-Standard handelt es sich um alle (kleineren) Industriekessel, die in keinem anderen Prozeß (s.u.) mitberücksichtigt werden. Hauptsächlich wird in diesem Prozeß Altholz verfeuert (60 %). Es wird angenommen, daß es sich dabei um Rostfeuerungen kleiner Leistungen mit Rauchgasreinigung im Zyklon bzw. Gewebefilter handelt.

6.3.4.2 Transferkoeffizienten für Güter und Stoffe

Die Transferkoeffizienten für diesen Prozeß werden anhand von zwei „Extremfällen“ abgeschätzt. Als obere Grenze werden Daten der Holzindustrie (Zyklon, Feinstaubabscheidung) verwendet. Als untere Grenze werden Werte einer Rostfeuerung (Müllverbrennungsanlage) und Werte zweier Altholzverbrennungsanlagen mit Vorschubrost und Staubreinigung im Zyklon herangezogen [Tobler & Noger, 1994]. Für NO_x werden Werte aus der Holzindustrie eingesetzt.

Tabelle 17: Transferkoeffizienten für den Prozeß „Industriellen Verbrennung ohne MVA-Standard“

[-]	Abluft		Asche/Schlacke	
	min	max	min	max
C	0,95	0,99	0,01	0,05
N ⁹	0,1	0,2	0,01	0,01
S	0,3	0,5	0,5	0,7
Cl	0,1	0,9	0,1	0,9
Cd	0,11	0,5	0,5	0,89
Hg	0,21	0,95	0,05	0,79
Pb	0,12	0,25	0,75	0,88
Zn	0,07	0,4	0,6	0,93

6.3.5 Holzindustrie und Biomassefeuerungen

6.3.5.1 Beschreibung

Es wird davon ausgegangen, daß in den Prozessen Holzindustrie und Biomassefeuerungen ähnliche Verbrennungstechnologien eingesetzt werden. Es können daher die selben Transferkoeffizienten angesetzt werden. Eingesetzt werden hauptsächlich Unterschub- und Rostfeuerungen, seltener Einblasfeuerungen sowie eine Wirbelschicht. Die Rauchgasreinigung besteht zumeist aus Multizyklon und eventuell einem Feinstaubabscheider. Es können somit mehrere Aschefractionen anfallen, die sehr unterschiedliche Schwermetallkonzentrationen aufweisen. Weitgehend entfrachtete Grobasche aus Biomassefeuerungen kann zum Beispiel in der

⁹ In die Abluft N in NO_x



Landwirtschaft ausgebracht und somit einer stofflichen Verwertung zugeführt werden. Die unterschiedliche stoffliche Beschaffenheit dieser Aschefractionen wird in der vorliegenden Studie nicht berücksichtigt.

6.3.5.2 Transferkoeffizienten für Güter und Stoffe

Als feste Rückstände fallen die im Input enthaltenen Aschen an. [Oberberger, 1997] gibt die massenbezogene Aufteilung der Aschen in einer Vorschubrostfeuerung wie folgt an: Grobasche 75,2 %, Zyklonasche 19,8 % und Feinasche 5 %. [Oehler, 1996] findet für eine 600 kW Unterschubfeuerung: Grobasche 50-90 %, Zyklonasche 10-50 %. In einer schweizer Studie zum DIANE-Programm [Hasler, 1994] findet man Aufteilungen für Grobasche von 75 - 95 %, für Zyklonasche von 3,6 - 7,7 % und für Feinasche von 1 - 6,6 (17!) %.

Die jährlichen Frachten in die Atmosphäre sind [Windsperger & Turi, 1997] und [Turi & Windsperger, 1997] entnommen.

Tabelle 18: Emissionen der Holzindustrie [t/a]

[t/a]	Holzverarbeitende Ind.	Sägeindustrie	Holzindustrie (gerundet)
Staub	557	190	750
SO ₂	337	143	480
NO _x	1904	613	2500
Cd	0,079	0,03	0,11
Hg	0,021	0,009	0,03
Pb	0,261	0,131	0,39
Zn	4,538	2,435	7,0

Emissionsfaktoren für Hackgut-, Rinden- und Sägespänefeuerungen mit Kesselleistungen zwischen 0,5 und 10 MW_{th} finden sich in [Oberberger, 1997]. Die Werte in Tabelle 19 beziehen sich auf den Durchschnittsinput für österreichische Biomassefernheizwerke, einen unteren Heizwert von 10 MJ/kg FS und 41 % Wassergehalt. Die Faktoren für SO₂ und Cl gelten für gas- und staubförmige Emissionen.

Tabelle 19: Emissionsfaktoren für Hackgut-, Rinden- und Sägespänefeuerungen bezogen auf den Input, nach [Oberberger, 1997]

	[mg/MJ]	[mg/kg FS]	[mg/kg TS]		[mg/kg TS]
Staub	20 - 180	200 - 1800	340 - 3000	Staub	340 - 3000
NO _x ¹⁰	95 - 200	950 - 2000	1600 - 3400	N	490 - 1000
SO ₂	10 - 45	100 - 450	170 - 760	S	85 - 380
Cl	1 - 6	10 - 60	17 - 100	Cl	17 - 100

In [Mayerhofer et al., 1996] werden für die Feuerungsanlagen der Holzindustrie folgende durchschnittliche Reingaskonzentrationen, bezogen auf 13 % O₂ angegeben: NO_x: 140 - 180 mg/Nm³, Staub: 25 - 90 mg/Nm³. Mit diesen Werten und den in der Güterbilanz für den Ist-Zustand ermittelten 615.000 t (vergl. Tabelle 65) können die obigen Bereiche für die

¹⁰ als NO₂



Emissionsfaktoren etwas eingeeignet werden. Es ergeben sich die in Tabelle 20 dargestellten Frachten. Sie dienen zur Kontrolle für den Ist-Zustand.

Tabelle 20: Emissionen der österreichischen Holzindustrie [t/a]

	[t/a]
Staub	200 - 650
NO _x	1000 - 1400
SO ₂	100 - 470
Cl	10 - 60

In einer schweizer Untersuchung [Oehler, 1996] einer 600 kW Unterschubfeuerung mit einfacher Staubabscheidung im Zyklon ergaben sich hohe Transferkoeffizienten in das Reingas. Die Ergebnisse sind mit einiger Unsicherheit behaftet, was auch der Vergleich im Verhalten der einzelnen Schwermetalle zeigt.

Tabelle 21: Transferkoeffizienten für den Prozeß Holzindustrie, [Oehler, 1996]

[-]	Schlacke	Zyklonasche	Abgas
C	0	0	1
N	0	0	1
Cl	0,04	0,01	0,96
Cd	0,1	0,07	0,83
Pb	0,1	0,06	0,84
Zn	0,01	0,01	0,97

Auch die Verknüpfung mit dem in der vorliegenden Studie ermittelten Input mit den Schwermetallemissionen aus [Turi & Windsperger, 1997] und den abgeschätzten Frachten aus Tabelle 20 ergibt keine bessere Aussage.

Tabelle 22: Abschätzung der Transferkoeffizienten der Holzindustrie in die Abluft über Input/Outputdaten

	Input	Abluft	Transferkoeffizienten
	[t/a]	[t/a]	[-]
N ¹¹	2900	300 - 430	0,1 - 0,15
S	110	50 - 240	0,45 - 2,1
Cl	260	10 - 60	0,04 - 0,23
Cd	0,049	0,11	2,2
Hg	0,012	0,03	2,5
Pb	1,7	0,39	0,23
Zn	7,5	7,0	0,93

Aus der in Tabelle 22 gezeigten Verknüpfung zwischen Brennstoffinput und Abluftoutput läßt sich vor allem der Schluß ziehen, daß auf beiden Seiten Fehler aufgrund der schlechten Datenlage in den Frachten sein dürften. Ansonsten sind keine Erkenntnisse zu gewinnen.

¹¹ N in NO_x



In einer Untersuchung des Biomasseheizkraftwerkes Lofer fand [Oberndorfer, 1993] folgende Aufteilung der Elemente auf die Aschen. Gasförmige Emissionen sind nicht berücksichtigt. Sie sind bei einer Rauchgaskondensationstemperatur von 40° C für Schwermetalle mit Ausnahme von Quecksilber jedoch zu vernachlässigen, so daß es genügt nur die staubförmige Emissionen im Reingas zu berücksichtigen.

Tabelle 23: Stoffverteilung auf die Aschen und Verteilung der Asche in [%], nach [Obernberger, 1993]

[%]	Grobasche	Zyklonasche	Kondensatschlamm	Reingasstaub
S	25,55	51,8	17,47	5,18
Cl	7,15	63,54	22,61	6,7
Cd	6,38	46,96	36	10,67
Hg	0,76	7,62	70,68	20,94
Pb	11,74	34,15	41,74	12,37
Zn	23,2	45,18	24,39	7,23
Anteil	64,5	28,5	5,4	1,6

Auffallend ist die Verteilung des Blei im Vergleich zu den anderen Metallen bei dieser Stoffbilanz.

Die Transferkoeffizienten für Schwermetalle betragen in Abhängigkeit vom Einsatz einer Rauchgaskondensationsanlage:

Tabelle 24: Transferkoeffizienten für Biomassefeuerung, mit/ohne Rauchgaskondensation, berechnet aus Tabelle 23

[-]	mit Rauchgaskondensation			ohne Rauchgaskondensation	
	Aschen	Kondensat-schlamm	Abluft	Aschen	Abluft
Cd	0,53	0,36	0,11	0,53	0,47
Hg	0,084	0,71	0,21	0,084	0,91
Pb	0,46	0,42	0,12	0,46	0,54
Zn	0,68	0,24	0,07	0,68	0,32

Für den Einsatz eines Elektro- oder Gewebefilters sollten sich noch bessere Abscheidungen der staubförmigen Emissionen als bei der Rauchgaskondensation ergeben. Gasförmige Emissionen sind jedoch infolge der dann höheren Abgastemperatur nicht mehr zu vernachlässigen.

Für Stickstoff, Schwefel und Chlor wird die Verteilung nach [Obernberger, 1993] angenommen.



Tabelle 25: Stoffverteilung in % einer Biomassefeuerungsanlage, aus [Oberberger, 1993]

[%]	Asche	Kondensat	Rauchgas
N	0,4	0	99,6
S	70,45	19,67	9,88
Cl	64,72	12,74	22,54

[Mayerhofer et al., 1996] ist zu entnehmen, daß die Mehrzahl der eingesetzten Kesseln mit Zyklonabscheidern versehen ist, wobei die durchschnittlichen Staubkonzentrationen für Einfach- und Multizyklon ähnlich sind. Der Einsatz von Rauchgaskondensationsanlagen gehört nicht zur Standardausrüstung.

Die Transferkoeffizienten für die Holzindustrie sind mangels besserer Daten mit großer Unsicherheit behaftet und werden wie folgt angenommen:

Tabelle 26: Transferkoeffizienten und Verteilung der Stoffe in den Aschen für den Prozeß Holzindustrie

[-]	Asche	Abluft	Grob/Zyklon [%]	Grob/Zyklon + Kondensatschl. [%]
C	0,01	0,99		
N ¹²	0,01	0,1-0,2		
S	0,7	0,3	30/70	27/73
Cl	0,65 - 0,9	0,1 - 0,35	10/90	8/92
Cd	0,6 - 0,9	0,1 - 0,4	12/88	7/93
Hg	0,1 - 0,8	0,2 - 0,9	9/91	1/99
Pb	0,5 - 0,9	0,1 - 0,5	26/74	13/87
Zn	0,7 - 0,9	0,1 - 0,3	34/66	25/75

6.3.6 Zellstoff- und Papierindustrie

6.3.6.1 Beschreibung

In der österreichischen Papier- und Zellstoffindustrie werden ausschließlich (stationäre und zirkulierende) Wirbelschichtkesseln mit anschließender Staubreinigung im Gewebe- bzw. Elektrofilter eingesetzt [Mayerhofer et al., 1996]. Demnach fallen als Outputgüter Abluft, Bett- und Filteraschen an.

6.3.6.2 Transferkoeffizienten für Güter und Stoffe

Für die Transferkoeffizienten der Güter kann wiederum angenommen werden, daß die Asche des Brennstoffes als Reststoff anfällt und der Rest über die Abluft emittiert wird. Die emittierte Staubfracht ist bekannt.

¹² N in NO_x



Zur Minimierung der Stickoxidemissionen werden als Primärmaßnahmen die gestufte Verbrennung und Rauchgasrezirkulation eingesetzt, sekundäre Entstickungsverfahren kommen nicht zum Einsatz [Mayerhofer et al., 1996]. Auf Grund der im Vergleich zu anderen Technologien geringen Verbrennungstemperatur (um 850 °C) sind hauptsächlich brennstoffbedingte Stickoxidemissionen zu erwarten. Dadurch kann auch der geringe Unterschied in den Reingaswerten für NO_x in Abhängigkeit vom Einsatz der Rauchgasrezirkulation erklärt werden (vergl. Tabelle 27).

Für die Reduktion der Schwefeldioxidemissionen wird das Kalkadditivverfahren eingesetzt. Auch hier unterscheiden sich die Emissionswerte in Abhängigkeit der eingesetzten Technologie nicht wesentlich (vergl. Tabelle 27).

Tabelle 27: Reingaskonzentrationen [mg/Nm³] bzw. -emissionen [t/a] der österreichischen Papier- und Zellstoffindustrie

	[1] mg/Nm ³	[2] mg/Nm ³	[3] t/a	[4] t/a	[5] t/a
Staub	3,5/9,2 ¹³	7	525	548	
NO _x	165/167 ¹⁴	160	3780	3800	4200
SO ₂	36/40 ¹⁵	170	2415	2246	1000
HCl	5,6	16	400 - 800 ¹⁶		150

[1] [Mayerhofer et al., 1996] bez. auf 13 % O₂

[2] [Lauber, 1993b]

[3] [Österr. Vereinigung der Zellstoff- und Papierchemiker et al., 1995]

[4] [Windesperger & Turi, 1997], Werte für das Jahr 1993

[5] berechnete Emissionen exkl. Ablaugenverbrennung

Bei den Werten in Spalte [1] handelt es sich um Durchschnittswerte in Abhängigkeit der eingesetzten Technologie für die österreichische Papier- und Zellstoffindustrie. Verglichen mit den abgeschätzten Gesamtemissionen für 1993 (Spalte [3]) zeigt sich beim Umrechnen von Frachten auf Konzentrationen eine gute Übereinstimmung für Staub und SO₂, für NO_x ergibt sich allerdings eine relativ niedrige Reingaskonzentration von rund 70 mg/Nm³. Zu beachten ist, daß in den angegebenen Jahresfrachten die Emissionen aus der Ablaugeverbrennung inkludiert sind.

Aus diesem Grund wird das Abluftvolumen, bez. auf 13 % O₂, anhand der eingesetzten Brennstoffe exklusive Ablauge abgeschätzt. Multipliziert mit den durchschnittlichen Reingasemissionen [1] ergeben sich die in Spalte [5] stehenden Frachten als Emissionen exklusive Ablaugeverbrennung.

Diese werden mit den berechneten Inputstoffflüssen kombiniert (vergl. Anhang 3). Für Stickstoff¹⁷ ergibt sich ein Transferkoeffizient in das Reingas von 0,06, für Schwefel von 0,08 und

¹³ Gewebefilter/Elektrofilter

¹⁴ gestufte Verbrennung mit/ohne Rauchgasrezirkulation

¹⁵ mit/ohne Kalkadditivverfahren

¹⁶ eigene Schätzung aufgrund der nebenstehenden Reingaskonzentrationen

¹⁷ N in NO_x



für Chlor von 0,02. In [Baburek, 1995] wird der optimale Entschwefelungswirkungsgrad mit 85 bis 95 % angegeben. Nimmt man an, daß 90 % des Schwefels in das Rohgas gehen und davon 80 % durch die Zugabe von Kalk eingebunden werden, beträgt der untere Transferkoeffizient für Schwefel in das Reingas somit 0,3. Nimmt man an, daß die Stickoxide hauptsächlich aus der Verbrennung flüssiger und fester Brennstoffe und weniger vom eingesetzten Erdgas herrühren, ergibt sich ein Transferkoeffizient für Stickstoff von 0,15.

Für die in der vorliegenden Studie untersuchten Schwermetalle können folgende Angaben in der Literatur gefunden werden:

Tabelle 28: Transferkoeffizienten in das Reingas aus der Literatur

[-]	[1]	[2]	[3]
Cd	<0,015	0,02	0,012
Hg	0,18	0,34	0,12
Pb		0,003	0,002
Zn	0,013	0,012	0,002

[1] [UVA, 1991] Kohleverfeuerung in der Wirbelschicht der Firma Hamburger/Pitten

[2] [Lauber, 1993b] Verfeuerung von Klärschlämmen und Rejekten in der Wirbelschichtversuchsanlage der SGP

[3] [Lauber, 1993b] Abschätzung anhand von Messungen (Input: Pellets aus Rejekten) und Untersuchungsergebnissen aus der Literatur

Tabelle 29: Transferkoeffizienten in das Reingas aus eigenen Berechnungen anhand von Literaturdaten

[-]	[1]	[2]
Cd	0,0013 - 0,0038	0,0051
Hg	0,018 - 0,35	
Pb	0,00005	0,0043
Zn	0,00015	0,009

[1] Berechnung der Transferkoeffizienten anhand von Daten aus [Knoll, 1988], Brennstoff Rejekte

[2] Berechnung der Transferkoeffizienten anhand von Daten aus [Tauber, 1988], Brennstoff Kohle

In [Turi & Windsperger, 1997] werden die Schwermetallemissionen der österreichischen Papierindustrie wie in Tabelle 30 angegeben. In diesen Werten sind auch die Emissionen aus der Ablaugeverbrennung enthalten, die in dieser Studie nicht berücksichtigt werden. Der Beitrag der Ablauge wird in [Turi & Windsperger, 1997] mit Emissionsfaktoren für Holz abgeschätzt und läßt sich demnach mit den angegebenen Werten wieder herausrechnen. Der Energieinhalt der 1993 verbrannten Ablauge wird in [Österr. Vereinigung der Zellstoff- und Papierchemiker et al., 1995] mit 18.054 TJ/a angegeben.



Tabelle 30: Schwermetallemissionen und Transferkoeffizienten in das Reingas der österreichischen Papierindustrie 1992-1993, mit und ohne Ablaugenverbrennung

	Emissionen inkl. Ablauge	Emissionsfaktor für Holz	Emissionen exkl. Ablauge	Input exkl. Ablauge	TK Reingas
	[t/a]	[g/TJ]	[t/a]	[t/a]	[-]
Cd	0,25	6,1	0,142	2,0	0,07
Hg	0,062	1,9	0,028	0,37	0,08
Pb	0,65	26,3	0,18	99	0,002
Zn	10	488	1,26	370	0,003

Verknüpft man die Emissionen exklusive Ablauge mit den abgeschätzten Stoffflüssen im Input ergeben sich die in Tabelle 30 ausgerechneten Transferkoeffizienten (vergl. Anhang 3). Auffallend ist der hohe Wert für Cadmium. Prinzipiell stimmen diese Ergebnisse aber gut mit den weiter oben angegebenen Transferkoeffizienten zusammen und lassen darauf schließen, daß der Input in die Papierindustrie sehr gut erfaßt wurde.

Für die Transferkoeffizienten in das Reingas werden folgende Bereiche angenommen:

Tabelle 31: Transferkoeffizienten [-] in das Reingas für Wirbelschichtanlagen mit Elektrofilter

[-]	TK Reingas
C	0,99
N ¹⁸	0,06 - 0,15
S	0,1 - 0,3
Cl	0,02 - 0,1
Cd	0,004 - 0,07
Hg	0,1 - 0,3
Pb	0,002 - 0,004
Zn	0,001 - 0,02

Für die Aufteilung der Elemente auf die Reststoffe Flugasche und Bettmaterial werden die in Tabelle 32 stehenden Werte gefunden. Auf Grund der langen Verweilzeit und der großen spezifischen Oberfläche der Brennstoffe im Wirbelbett haben die Schwermetalle genügend Zeit abzdampfen und mit dem Rauchgas den Feuerraum zu verlassen. Die abgezogene Bettasche ist daher von den untersuchten Stoffen weitgehend entfrachtet.

¹⁸ N in NO_x



Tabelle 32: Aufteilung [%] der untersuchten Schwermetalle auf die Reststoffe Flugasche und Bettasche

[%]	[1]		[2]		[3]
	Flugasche	Bettasche	Flugasche	Bettasche	Flugasche
Cd	98	2	97	3	99
Hg			100	0	100
Pb	97	3	97	3	99
Zn	92	8	94	6	99

[1] und [2] nicht veröffentlichte Unterlagen

[3] [Knoll, 1988]

Anhand dieser Aufteilung und Tabelle 31 werden die Transferkoeffizienten für Flugasche und Bettasche wie folgt angenommen:

Tabelle 33: Transferkoeffizienten [-] für Flugasche und Bettasche

[-]	Flugasche	Bettasche
C	0,01	0
N	0,01	0,01
S	0,6 - 0,8	0,1
Cl	0,8 - 0,88	0,1
Cd	0,91 - 0,98	0,02
Hg	0,7 - 0,9	0
Pb	0,97	0,03
Zn	0,91 - 0,93	0,07

6.3.7 Zementindustrie (Prozeß Zementherstellung)

6.3.7.1 Beschreibung

Die in der österreichischen Zementindustrie eingesetzten Technologien sind beispielsweise in [Boos et al., 1995] beschrieben. Ein besonderes Merkmal der Zementherstellung ist, daß der Prozeß bei derzeitig eingesetzter Technologie keine Abfälle, außer der Abluft, produziert. Der gesamte Input, der nicht über die Abluft emittiert wird, findet sich je nach Prozeßführung im Produkt Klinker oder im Zement wieder. Die jährliche Staubfracht ist bekannt.

6.3.7.2 Transferkoeffizienten für Güter und Stoffe

Auf Güterebene kann davon ausgegangen werden, daß die Asche der Abfälle praktisch vollständig in das Produkt Zement eingebunden wird.

Auf stofflicher Ebene wird folgende Vorgangsweise gewählt, um die Transferkoeffizienten für den Prozeß Zement zu bestimmen: Aus einer Studie über die österreichische Zementindustrie [Hackl & Mauschwitz, 1995] sind die eingesetzten primären und sekundären Brennstoffe für die Jahre 1988 bis 1993 bekannt. Weiters wurden in dieser Studie, aufbauend auf einem um-



fangreichen Meßprogramm, die Emissionen für die Zementindustrie berechnet. Die Frachten der Zementindustrie in die Atmosphäre sind demnach bekannt. Für alle eingesetzten Brennstoffe und das Rohmehl werden die Stoffkonzentrationen der Literatur entnommen (siehe Anhang 4), wobei versucht wird, möglichst viele Literaturstellen einzubeziehen, um den Bereich der Stoffkonzentrationen gut abzusichern. Aus der Fülle von Daten werden für jeden Brennstoff Extremwerte und ein plausibler Mittelwert pro Stoff für die Berechnung von Transferkoeffizienten herangezogen. Werte, die direkt von der österreichischen Zementindustrie stammen und daher die österreichische Situation besser widerspiegeln, werden bei der Bildung von realistischen Mittelwerten besonders berücksichtigt.

Alle durch Brenn- und Rohstoffe in den Zementprozeß eingebrachten Stoffe teilen sich auf die Outputgüter Produkt (Klinker bzw. Zement¹⁹) und Reingas auf. Die Transferkoeffizienten werden jedoch nicht auf den gesamten Stoffinput (Brennstoff und Rohmehl), sondern nur auf die Brennstofffracht bezogen, da in dieser Studie nur die Brennstofffrachten und -zusammensetzung variiert werden. Es werden 2 Annahmen getroffen: (1) Aufgrund des hohen Einbindungsgrades in den Zementklinker gehen mit Ausnahme von Kohlenstoff und Schwefel keine Stoffe aus dem Rohmehl in das Reingas über. Diese Annahme stellt ein „worst case“ Szenario dar und wird durch die obere Grenze des Transferkoeffizientenbereiches berücksichtigt. (2) Die Stoffe im Reingas stammen aus Roh- (Rohmehl) und Brennstoff und zwar in jenem Verhältnis, in dem sie in den Prozeß über Roh- und Brennstoff gelangen. Es wird damit angenommen, daß die Stoffe aus Roh- und Brennstoff mit gleicher Wahrscheinlichkeit in das Rohgas übergehen und der Prozeß nicht unterscheidet, ob ein Stoff aus dem Brenn- oder Rohstoff stammt. Die Transferkoeffizienten für Brenn- und Rohstoff sind somit gleich. Diese Annahme wird durch die untere Grenze berücksichtigt.

Tabelle 34: Eingesetzte Brennstoffe [t/a] in der österreichischen Zementindustrie, nach [Hackl & Mausitz, 1995]

[t/a]	1988	1989	1990	1991	1992	1993
Steinkohle	178.770	198.585	199.080	174.940	223.218	165.581
Braunkohle	25.679	21.043	23.439	23.110	6.496	76
Petrolkoks	29.180	22.295	17.195	17.142	19.368	15.949
Heizöl S	108.206	96.753	96.252	106.280	90.394	122.349
Erdgas	15.957	15.665	16.020	10.008	11.303	11.236
Summe prim. BS	357.792	354.341	351.986	331.480	350.779	315.191
Altreifen	29.567	30.641	31.292	30.554	32.206	32.007
Kunststoffe	0	0	0	0	0	242
Altöl	64	3.348	11.716	22.069	24.141	21.273
Lösemittel	0	147	594	225	1.921	4.755
Papierrestfaserstoff	0	0	7.660	8.511	13.733	13.808
Summe sek. BS	29.631	34.136	51.262	61.359	72.001	72.085

¹⁹ Abhängig davon, ob die im Staubfilter abgeschiedene Flugasche zum Rohmehl zugegeben wird und erneut durch den Prozeß geht, oder zur Kreislaufentlastung als Zumahlstoff in die Zementmühle beigegeben wird. Unabhängig davon sind aber die Stoffe im Endprodukt Zement.



Bei den primären Brennstoffen werden die Sorten Heizöl L und Heizöl M aufgrund ihrer geringen Mengen im Vergleich zum eingesetzten Heizöl S bei den Stoffbilanzen nicht berücksichtigt. Der Fehler, bezogen auf die Gesamtmenge primärer Brennstoffe liegt hier unter 1 %. Erdgas wird aufgrund der Reinheit des Brennstoffes nur für die Kohlenstoff- und Stickstoffbilanz berücksichtigt.

Bei den sekundären Brennstoffen wird Tallölpech aufgrund seiner geringen Mengen nicht berücksichtigt. Weiters werden sonstige Brennstoffe mangels Kenntnis über ihre stoffliche Zusammensetzung nicht bilanziert. Massemäßig werden so nur ca. 80 bis 90% der eingesetzten Abfälle für die Stoffbilanzen erfaßt.

Die in den Tabellen im Anhang 4 angegeben minimalen, maximalen und mittleren Konzentrationen dienen dazu, die Bandbreite der Stoffinhalte der Brennstoffe zu beschreiben. Aus dieser Bandbreite ergibt sich bei festgehaltenen Reingasemissionen (Werte von Hackl & Mauschitz) auch für die Transferkoeffizienten ein Bereich mit möglichen Extremwerten und einem mittleren (realistischen) Wert.

Die auf diese Art ermittelten mittleren Transferkoeffizienten werden für die Abschätzung der Emissionen der Zementindustrie für die verschiedenen Szenarien (Anhang 4) als obere Grenze herangezogen. Die untere Grenze bilden Transferkoeffizienten, die gleich berechnet werden, jedoch nur mit den Emissionen aus dem Brennstoff nach obiger Annahme (2). Die Transferkoeffizienten verringern sich dadurch im Verhältnis der in Tabelle 35 angegebenen Mittelwerte. Für Kohlenstoff, Stickstoff und Schwefel ist Annahme (2) nicht zielführend. Für Kohlenstoff wird der vollständige Übergang (99 %) in das Reingas angenommen, Stickstoff entsteht hauptsächlich thermisch und ist im Rohmehl praktisch nicht vorhanden. Für Schwefel wird der Anteil aus dem Rohmehl höher als er dem Inputverhältnis entspricht angenommen.

Tabelle 35: Stoffinput in den Prozeß Zementherstellung über Roh- und Brennstoff

Input		1988	1989	1990	1991	1992	1993		
Rohstoffe									
Rohmehleinsatz	[t/a]	5.624.040	5.573.373	5.832.777	5.748.943	6.037.658	5.830.089		
Cl	[t/a]	562	557	583	575	604	583		
Cd	[t/a]	1,1	1,1	1,2	1,1	1,2	1,2		
Hg	[t/a]	0,39	0,39	0,41	0,40	0,42	0,41		
Pb	[t/a]	67	67	70	69	72	70		
Zn	[t/a]	169	167	175	172	181	175		
Brennstoffe									
Cl	[t/a]	354	386	403	374	445	367		
Cd	[t/a]	0,47	0,49	0,52	0,52	0,58	0,58		
Hg	[t/a]	0,10	0,11	0,12	0,12	0,14	0,11		
Pb	[t/a]	24	26	28	28	33	29		
Zn	[t/a]	317	330	343	340	363	356		
Verhältnis Rohmehl/Brennstoff									
Cl		1,59	1,45	1,45	1,54	1,36	1,59	Mittelwert	1,5
Cd		2,38	2,30	2,26	2,22	2,07	2,01		2,2
Hg		4,13	3,63	3,43	3,43	2,98	3,71		3,6
Pb		2,77	2,53	2,48	2,44	2,18	2,44		2,5
Zn		0,53	0,51	0,51	0,51	0,50	0,49		0,5

Eine Arbeit über ein deutsches Zementwerk [Tietz et al., 1996] unterstützt die Annahme, daß die Emissionen von Schwermetallen durch den Einsatz von sekundärem Brennstoff, in diesem



Fall BRAM, verändert werden und die Schwermetalleinbindung in den Klinker nicht unbeschränkt erfolgt. In Tabelle 36 sind energiebezogener Stofffluß und Einbindung der Stoffe in den Zementklinker dargestellt. Es zeigt sich, daß durch die Substitution der Kohle durch BRAM vor allem der Blei- und Zinkfluß durch die Anlage erhöht wird, die Einbindung in den Klinker aber konstant bleibt, was auf eine höhere Konzentration des Roh- und Reingasstaubes schließen läßt. Dies kann aber anhand von in dieser Studie nicht dokumentierten Messungen nicht bestätigt werden. Bei einer massenmäßig größeren Substitution von Kohle muß sich dieser Effekt aber im Reingas bemerkbar machen.

Tabelle 36: Energiespezifischer Stofffluß [mg/MJ] und Einbindung in den Klinker [kg/h], [Tietz et al., 1996]

	Kohle	BRAM	Kohle	BRAM
	[mg/MJ]		[kg/h]	
Cd	0,34	0,40	0,18	0,18
Hg	0,039	0,057	0,026	0,028
Pb	5,2	14	3,4	4,1
Zn	7,7	38	44	46

Mit den im Anhang 4 angegebenen Extrem- und Mittelwerten²⁰ zu den Brennstoffen der Zementindustrie ergeben sich folgende Transferkoeffizientenbereiche für das Reingas (vergl. Anhang 4) für die obere Grenze. Es handelt sich dabei um die Mittelwerte aus den Jahren 1988 bis 1993. Veränderungen der stofflichen Zusammensetzung in den primären und sekundären Brennstoffen über diesen Zeitraum werden nicht berücksichtigt.

Tabelle 37: Transferkoeffizienten für Reingas [-] für den Prozeß Zementherstellung, obere Grenze

[-]	min	mittel	max
C	0,91	0,91	0,94
N ²¹	0,45	0,55	0,62
S	0,068	0,10	0,14
Cl	0,026	0,046	0,17
Cd	0,014	0,074	0,98*
Hg	0,10	0,55	11*
Pb	0,00083	0,0041	0,047
Zn	0,00075	0,0016	0,0054

* Diese Extremwerte ergeben sich durch das Vorgehen, sind nicht realistisch und dienen lediglich der Einschätzung des bestmöglich angenommenen Mittelwertes.

Die Transferkoeffizienten für die untere Grenze ergeben sich aus den mittleren Werten (Minimum- und Maximumwerte in Tabelle 37 dienen lediglich als Maßstab und haben keine Bedeutung für die Stoffbilanzen) aus Tabelle 37 und den Mittelwerten für das Verhältnis Rohmehl zu Brennstoff aus Tabelle 35.

²⁰ Der Mittelwert bezieht sich nicht auf die angegebenen Extremwerte, sondern auf eine anhand der gefundenen Stoffkonzentrationen angenommene mittlere Stoffkonzentration.

²¹ N in NO_x



Tabelle 38: Transferkoeffizienten für Reingas [-] für den Prozeß Zementherstellung, untere Grenze

[-]	mittel
Cl	0,0184
Cd	0,0232
Hg	0,1215
Pb	0,0012
Zn	0,0010

Diskussion der Transferkoeffizienten

Die Transferkoeffizienten für Kohlenstoff liegen eindeutig zu niedrig. Dies kann entweder in einer zu hoch angenommenen Kohlenstoffkonzentration in den Brennstoffen oder in etwas zu gering angegebenen pyrogenen CO₂-Emissionen in der oben zitierten Studie begründet sein. Die angegebenen pyrogenen CO₂-Emission würden eine mittlere Kohlenstoffkonzentration im Brennstoffmix von 72 % ergeben. Im weiteren wird der Transferkoeffizient für Kohlenstoff mit 0,99 angenommen. Der Fehler (5 %) liegt aber im Bereich dieser Abschätzung für Transferkoeffizienten und ist für diese Untersuchung nicht von Bedeutung.

Für die Elemente Schwefel und Chlor können anhand der untersuchten Literatur keine Argumente gegen obige Resultate gefunden werden. Es ist allerdings bekannt, daß Schwefel aus dem Rohmehl zur Emission beitragen kann²². Es wird angenommen, daß die Einbindung des Schwefels im Feuerraum sehr gut ist und 90% des Schwefels im Rauchgas aus dem Rohmehl stammen. Die hohen Transferkoeffizienten für Cadmium und Quecksilber sind zumindest qualitativ recht gut abgesichert, da diese beiden atmosphilen Elemente immer wieder als problematisch bezeichnet werden [Reiter & Stroh, 1995], [Zahrer, 1995], [Obrist & Lang, 1986].

In [Dr. Graf AG, 1994] wird für alle relevanten Schwermetalle mit Ausnahme von Quecksilber eine Einbindung in den Klinker von über 99 % angegeben. Für Cadmium kann das anhand der österreichischen Daten nicht nachvollzogen werden, da auch der minimale Transferkoeffizient bei 0,014 (vergl. Tabelle 37) liegt. Für Quecksilber wird die Einbindung in Abhängigkeit vom angewandten Verfahren und der Abgastemperatur mit 10 bis 75 % angegeben.

Für die Elemente Blei und Zink gibt es jedoch eine Untersuchung, die zu völlig anderen Ergebnissen kommt [Liebl, 1995].

²² Ausgasen von schwefelhaltigen Verbindungen im Vorwärmer noch vor der Austreibung des CO₂ aus dem Rohmehl (Calzinierung) und daher bei herkömmlichen Verfahren nicht verhinderbar.



Tabelle 39: Massenbilanz für die Elemente Blei und Zink beim Einsatz von Sekundärbrennstoffen bei der Klinkererzeugung der Gmundner Zementwerke AG 1992, aus [Liebl, 1995]

	Pb	Zn
Einnahmen (Pb/Zn)		
Rohmaterial (5/33 ppm)	451 g/h	3.036 g/h
Heizöl S (1/2 ppm)	2 g/h	4 g/h
Altreifen (40 ppm/1,4%)	52 g/h	18.564 g/h
Altöl (298/503 ppm)	715 g/h	1.211 g/h
Summe Einnahmen	1.220 g/h	22.815 g/h
Ausgaben		
Klinker (20/380 ppm)	1.180 g/h	22.411 g/h
Emission (0,5/1 $\mu\text{g}/\text{Nm}^3$)	< 0,1 g/h	< 0,2 g/h
Ausgaben in % der Einnahmen	ca. 97	ca. 98

Wählt man oben beschriebenen Ansatz, so ergibt sich folgendes:

Tabelle 40: Ermittlung der Transferkoeffizienten ins Reingas

	Pb	Zn
Brennstoffinput	769 g/h	42594 g/h
Emission	< 0,1 g/h	< 0,2 g/h
Transferkoeffizient[-]	< 0,00013	< 0,0000047

Diese Transferkoeffizienten liegen für Blei um fast eine und für Zink um mehrere Größenordnungen unter den in dieser Studie ermittelten Minimum- Transferkoeffizienten. Die Differenz zwischen Input (Einnahmen) und Output (Ausgaben) ist für eine Gesamtbilanz durchaus üblich und hat auf die Größe des Transferkoeffizienten nur geringen Einfluß. Die fehlende Menge könnte durch Anreicherung im System, die durch die Probenahme nicht erfaßt wurde, zustande kommen. Die Größe dieser Transferkoeffizienten ist durch den vom gesamtösterreichischen Brennstoffmix abweichenden Input nicht erklärbar (vergl. Tabelle 41). Eventuell gibt es aber einzelne Zementwerke, die durch eine besonders effiziente Staubreinigung derart geringe Emissionen erzielen können.

Tabelle 41: Vergleich der Blei- und Zinkkonzentrationen

	[Liebl, 1995] Stoffkonzentration im Brennstoffmix	mittlere Stoffkonzentration im Gesamtbrennstoffmix 1993 für die österreichische Zementindustrie	maximale Stoffkonzentration im Gesamtbrennstoffmix 1993 für die österreichische Zementindustrie
Blei	134 ppm	72 ppm	521 ppm
Zink	7.433 ppm	914 ppm	1.916 ppm

Auf Grund der obigen Überlegungen und Annahmen wird von den folgenden Transferkoeffizienten für die Darstellung des Prozesses Zementindustrie in den verschiedenen Szenarien ausgegangen:



Tabelle 42: Transferkoeffizienten ins Reingas und in das Produkt [-] für den Prozeß Zementindustrie

[-]	Reingas	Produkt
C	0,99	0,01
N ²³	0,55	0,01
S	0,10	0,90
Cl	0,018 - 0,046	0,954 - 0,982
Cd	0,023 - 0,074	0,926 - 0,977
Hg	0,12 - 0,55	0,45 - 0,88
Pb	0,0012 - 0,0041	0,9959 - 0,9988
Zn	0,0010 - 0,0016	0,9984 - 0,999

6.3.8 Stoffliche Verwertung

Bei der stofflichen Verwertung wird vereinfacht angenommen, daß sowohl auf Güter- als auch auf Stoffebene 99 % der Abfälle in das Produkt (Zielprozeß: Einsatz/stoffliche Nutzung) gehen und 1 % als Reststoffe anfallen. Diese Annahme ist für viele Recyclingprozesse falsch. Beispielsweise fallen bei der stofflichen Verwertung von Kunststoffabfällen 10 - 15 % Abfälle an [Fehring & Brunner, 1997]. Aufgrund der massenmäßig bedeutenderen stofflichen Verwertung von Holzabfällen und Rinde in der Papier- und Spanplattenindustrie, bei denen entweder wenig Abfälle anfallen oder aber bereits in anderen Schlüsselnummern berücksichtigt sind, kann diese Annahme verwendet werden. Dadurch wird auch der Einfluß von etwaigen Doppelzählungen minimiert.

6.3.9 Mechanisch-biologische Behandlung

Generell muß festgestellt werden, daß es für mechanisch-biologische Anlagen noch keine befriedigenden Stoffbilanzen gibt. Die Meßergebnisse zwischen In- und Output streuen aufgrund der Heterogenität der Abfälle und der damit verbundenen Probleme bei der Entnahme einer repräsentativen Probe oft beträchtlich. Die in diesem und im folgenden Kapitel angegebenen Transferkoeffizienten sind vor allem für die Elemente Schwefel, Chlor und Quecksilber schlecht abgesichert. Im Gegensatz zum thermischen Prozeß sind die Transferkoeffizienten bei der mechanischen Separation in einem stärkeren Ausmaß von der güterbezogenen Zusammensetzung des Restmülls abhängig. Großen Einfluß auf das Ergebnis hat auch die eingesetzte Siebweite. Praktisch betrachtet sind jedoch durch eine mechanische Trennung (in diesem Fall durch Siebung) des Restmülls keine signifikanten An- bzw. Abreicherungsphänomene zu erwarten. Dies zeigen verschiedene Untersuchungen [Krauss & Brunner, 1989], [Baccini & Brunner, 1988]. Für alle mechanisch-biologischen Prozesse wird angenommen, daß 2 - 3 % Schrott aussortiert werden kann.

²³ Im Reingas N in NO_x



6.3.9.1 Beschreibung

Mechanisch-biologische Anlagen gibt es in sehr vielen Verfahrensvarianten. Für diese Studie werden Ergebnisse von [Spaun et al., 1994] herangezogen. Die Daten beziehen sich demnach auf eine Anlage in der im 1. Schritt nach Zerkleinerung des Abfalles Schwimm- und Schwerstoffe abgetrennt werden. Anschließend wird der Rest zerkleinert und Klärschlamm beigegeben. Dieses Gemisch (Suspension) geht anschließend in einen anaeroben Behandlungsschritt. Der entstehende Hydrolyserest wird entwässert und anschließend aerob behandelt. Die Outputgüter sind demnach: Schwimmstoffe, Schwerstoffe, Biogas, Abluft und Rotteendprodukt. Dieses wird zusammen mit den Schwimm- und Schwerstoffen deponiert. Eine genau Beschreibung des Prozesses findet sich in [Spaun et al., 1994].

6.3.9.2 Transferkoeffizienten für Güter und Stoffe

Tabelle 43: Güterverteilung [%] für mechanisch-biologische Anlage, nach [Spaun et al., 1994]

Fraktion	[%]
Schwimmstoffe	19 - 26
Schwerstoff	8 - 15
Biogas	16 - 19
Abgas, aerob	15 - 17
Rotteendprodukt	31 - 32
Summe	89 - 110

Tabelle 44: Stoffverteilung [%] für mechanisch-biologische Anlagen aus [Spaun et al., 1994]

[%]	Schwimmstoffe	Schwerstoffe	Biogas	Abgas, aerob	Rotteendprod.
C	25 - 45	1 - 2	20 - 25	9 - 17	20 - 40
N	19 - 26	<0,0	<1	<0,0	73 - 80
Cd	64 - 78	5 - 10	<0,0	<0,0	12 - 22
Pb	7 - 10	67 - 78	<0,0	<0,0	13 - 17
Zn	35 - 55	15 - 25	<0,0	<0,0	15 - 25

Für die Elemente Schwefel, Chlor und Quecksilber können folgende Aussagen gemacht werden: Ergebnisse aus einem vergleichbaren Schritt mit einer für manche Stoffe restmüllähnlichen Fraktion in einer Baurestmassensortieranlage [Brunner & Stämpfli, 1993] und eines Projektes der EAWAG [Hämmerli et al., 1988], beide Male handelt es sich um eine Trennung durch Siebung, zeigen für Schwefel und Quecksilber die Tendenz in die Schwerfraktion, für Chlor in die Leichtfraktion zu gehen. Eine grobe Abschätzung anhand von Werten aus [Müller & Fricke, 1993] zeigt, daß ca. 5 % des Schwefels als Schwefelwasserstoff im Biogas emittiert werden könnten. Es wird angenommen, daß Cadmium, Blei und Zink nur in geringen Mengen in die Abluft entweichen. Nachdem Schwerstoffe und Rotteendprodukt deponiert werden, werden sie als ein Produkt der MBB angesehen. Die Transferkoeffizienten werden demnach wie folgt angenommen:



Tabelle 45: Stoffverteilung [%] für mechanisch-biologische Anlage nach eigenen Annahmen

[%]	Schwimmfraktion	Schwerstoffe und Rotteendprodukt	Biogas
S	40	55	5
Cl	70	30	<0,0
Hg	30	70	<0,0

6.3.10 Restmüllsplitting

6.3.10.1 Beschreibung

Als Restmüllsplitting wird die mechanische Auftrennung von Restmüll in eine höherkalorische Fraktion, die für einen thermischen Prozeß und eine niederkalorische, biologisch zu behandelnde Fraktion mit anschließender Deponierung verstanden. Die Trennung erfolgt in Trommelsieben, wobei sich aufgrund einer Maschenweite zwischen 60 - 80 mm und in Abhängigkeit der Herkunft des Abfalles ein Verhältnis von 40 zu 60 bis 50 zu 50 für die thermische und die Rottefraktionen ergibt. Eine anderes Verfahren zur Auftrennung des Restmülls stellt der ballistische Separator dar²⁴. Zur Rottefraktion kann Klärschlamm beigegeben werden.²⁵ Aus dem Rotteend- bzw. -zwischenprodukt kann durch erneute Siebung oder Windsichtung eine zusätzliche thermische Fraktion (ca. 1/10 der Masse der thermischen Hauptfraktion) mit ähnlich hohem Heizwert wie jener der thermischen Hauptfraktion gewonnen werden.

Der Rest geht eventuell noch in eine abschließende Nachrotte. Dies könnte zur Erreichung des in der Deponieverordnung vorgegebenen maximalen Brennwertes (6.000 kJ/kg TS) nötig sein. Vor der aeroben Behandlung könnte prinzipiell auch ein anaerober Behandlungsschritt erfolgen, dies ist aber aus ökonomischen Gründen kaum anzunehmen. Nach der mechanischen Aufbereitung werden ca. 3-5 % Wertstoffe (hauptsächlich Eisenmetalle) ausgeschieden, „Störstoffe“ wie Problemstoffe bzw. gefährliche Abfälle können händisch aussortiert werden.

6.3.10.2 Transferkoeffizienten für Güter und Stoffe

Im folgenden wird anhand der Ergebnisse von [Gaugg & Wenger-Oehn, 1997] versucht, für einige Stoffe eine Bilanz über den Prozeß zu erstellen. Die vereinfachte Massenbilanz des Verfahrens ist in Abbildung 3 dargestellt. Es sind Werte für eine Region mit vorwiegend Abfällen aus privaten Haushalten und einer Region mit starkem Aufkommen aus Industrie und Gewerbe (Restmüll) angegeben. Da die Ergebnisse bei den Transferkoeffizienten doch einigermaßen streuen, wird auch aufgrund des Datenmangels auf die Darstellung des Prozesses mit mechanischer Abtrennung einer thermischen Fraktion vom Rotteprodukt verzichtet.

²⁴ Die Trennung im ballistischen Separator arbeitet nach dem Wurfprinzip. Auf einer schiefen Ebene (verstellbar) wandern leichte und flächenförmige Teile durch die Drehbewegung der Paddeln auf diesen nach oben. Schwere sowie runde/körperförmige Teile werden durch den Rückstoß der Drehbewegung nach unten geschleudert. Feinteile fallen durch die Paddel und bilden die „Siebfraktion“ (Feinfraktion).

²⁵ Durch die Zugabe von Klärschlamm erreicht man besseren Abbau der organischen Substanz. In dieser Studie interessiert jedoch hauptsächlich die mechanische Aufteilung auf Leichtfraktion und Rotteprodukt.

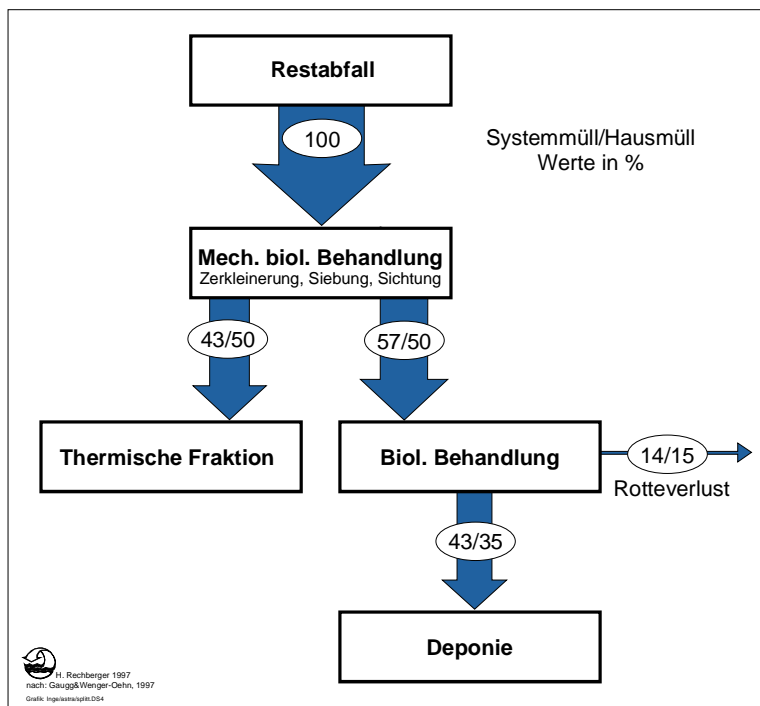


Abbildung 3: Massenbilanz (Systemmüll/Hausmüll), bezogen auf Trockensubstanz, für eine mechanisch-biologische Anlage (Restmüllsplitting) nach [Gaugg & Wenger-Oehn, 1997]

Für den biologisch zu behandelnden Teil liegen Elementaranalysen vor. Es zeigt sich, daß für Restmüll aus Industrie und Gewerbe etwas höhere Schwermetallgehalte gefunden werden. Dies deckt sich mit den in [Schachermayer et al., 1995] dokumentierten Ergebnissen für reinen Hausmüll und Restmüll (Abfall aus privaten Haushalten vermischt mit hausmüllähnlichem Müll aus Industrie und Gewerbe).

Tabelle 46: Schwermetallkonzentrationen (Mittelwerte aus zwei Regionen) [Gaugg & Wenger-Oehn, 1997] der biologisch zu behandelnden Fraktion im Vergleich zu Werten für Haus- und Restmüll [Schachermayer et al., 1995]

		aus Hausmüll		aus Ind. u. Gewerbe		Hausmüll	Restmüll
		Reg. 1	Reg. 2	Reg. 1	Reg. 2		
Cd	mg/kg TS	2	5	6	9	9	11
Pb	mg/kg TS	295	735	325	1217	600	810
Zn	mg/kg TS	895	1198	915	1435	940	1100

Mit obiger Massenbilanz für mehrheitlich Haus- bzw. Restmüll und den Stoffkonzentrationen für Haus- und Restmüll können Transferkoeffizienten ermittelt werden. Für die Szenarien werden mangels besserer Daten die Mittelwerte aus den beiden Regionen verwendet.



Tabelle 47: Transferkoeffizienten [-] für thermisch und biologisch zu behandelnde Fraktion (Input: Hausmüll 78%, Restmüll aus Industrie und Gewerbe 22%)

[-]	Rotteinput			Leichtfraktion		
	Region 1	Region 2	Mittelwert	Region 1	Region 2	Mittelwert
Cd	0,11	0,28	0,19	0,89	0,72	0,81
Pb	0,25	0,61	0,43	0,75	0,39	0,57
Zn	0,48	0,64	0,56	0,52	0,36	0,44

Tabelle 48: Transferkoeffizienten [-] für thermisch und biologisch zu behandelnde Fraktion (Input: Hausmüll 29%, Restmüll aus Industrie und Gewerbe 71%)

[-]	Rotteinput			Leichtfraktion		
	Region 1	Region 2	Mittelwert	Region 1	Region 2	Mittelwert
Cd	0,31	0,47	0,39	0,53	0,69	0,61
Pb	0,23	0,86	0,54	0,14	0,77	0,46
Zn	0,47	0,74	0,61	0,26	0,53	0,39

Nach Vergleich zu oben erwähnten Ergebnissen anderer Sortierprozesse sind diese durch nicht zusammengehörende In²⁶- und Outputgrößen²⁷ ermittelten Transferkoeffizienten als plausibel anzusehen. Für Kohlenstoff ergab die Kombination der vorhandenen In- und Outputdaten kein vernünftiges Ergebnis. Auf Grund der Heizwerte wird eine Aufteilung von 60:40 angenommen. Andere Heizwertbilanzen lassen auf eine unterschiedlichere Aufteilung schließen. Der Stickstoffgehalt in der Rottefraktion ist mit ca. 1 % der Trockensubstanz gleich jenem im Restmüll, die Aufteilung daher ca. 50 zu 50. Für Schwefel, Chlor und Quecksilber werden die in Kapitel 6.3.9.2 begründeten Transferkoeffizienten verwendet. Für die Berechnung der Transferkoeffizienten für Güter auf Feuchtsubstanzbasis werden folgende Wassergehalte angenommen: Restmüll 30 %, Thermische Fraktion 10 % und Rotteendprodukt 15 %.

Tabelle 49: Transferkoeffizienten [-] für den Prozeß „Restmüllsplitting“ nach [Gaugg & Wenger-Oehn, 1997]

[-]	Leichtfraktion	Rotteendprodukt	Abluft
Güter	0,34 - 0,4	0,29 - 0,35	0,31
C	0,6	0,28	0,12
N	0,5	0,5	<0,0
S	0,4	0,6	<0,0
Cl	0,7	0,3	<0,0
Cd	0,61 - 0,81	0,19 - 0,39	<0,0
Hg	0,3 - 0,5	0,5 - 0,7	<0,0
Pb	0,46 - 0,57	0,43 - 0,54	<0,0
Zn	0,39 - 0,44	0,56 - 0,61	<0,0

²⁶ Werte für Hausmüll bzw. Systemmüll aus [Schachermayer et al., 1995]

²⁷ Werte für Rotteeingangsprodukt aus [Gaugg & Weger-Oehn, 1997]



Eine Studie der AVN [ALLPLAN, 1995], ebenfalls basierend auf Literaturdaten und einer Aufteilung zwischen Leichtfraktion und Rotteprodukt von 43 zu 57 % zeigt mit Ausnahme von Stickstoff und Schwefel ähnliche Ergebnisse

Tabelle 50: Transferkoeffizienten [-] für den Prozeß „Restmüllsplitting“ nach [ALLPLAN, 1995]

	Leichtfraktion	Rotteendprodukt	Abluft
C	0,66	0,14	0,2
N	0,11	0,89	0
S	0,71	0,29	0
Cl	0,18	0,82	0
Cd	0,91	0,09	0,005
Hg	0,09	0,91	0,003
Pb	0,60	0,40	0

Für die Berechnung der Szenarien werden folgende Transferkoeffizienten verwendet:

Tabelle 51: Transferkoeffizienten [-] für den Prozeß „Restmüllsplitting“

[-]	Leichtfraktion	Rotteendprodukt	Abluft
Güter	0,34 - 0,4	0,29 - 0,35	0,31
C	0,6	0,2 - 0,28	0,12 - 0,2
N	0,5	0,5	<0,0
S	0,4 - 0,7	0,3 - 0,6	<0,0
Cl	0,2 - 0,7	0,3 - 0,8	<0,0
Cd	0,61 - 0,81	0,19 - 0,39	0,005
Hg	0,1 - 0,5	0,5 - 0,9	0,003
Pb	0,46 - 0,57	0,43 - 0,54	<0,0
Zn	0,39 - 0,44	0,56 - 0,61	<0,0

6.3.10.3 Abluft mechanisch-biologischer Prozesse

Daten über Schadstoffkonzentrationen in der Abluft von Rotteprozessen sind zwar publiziert, es gibt aber große Unterschiede bzw. Lücken in den Angaben zur Abluftmenge. Im Gegensatz zu normierten Reingaskonzentrationen in thermischen Prozessen, sind sie nur bedingt miteinander vergleichbar. Die Abluftmengen des Rotteprozesses können in Abhängigkeit der Einhausung und Rezirkulation zwischen 1.000 [Frost et al., 1996] und 22.000 [Oest et al., 1995] Nm³/t Restmüll betragen. In anaeroben Verfahren sind die Schwermetallkonzentrationen im Biogas ähnlich hoch wie bei der Rotte, die Frachten sind aber aufgrund der geringeren Abluftmengen erheblich kleiner [Doedens, 1997]. Die Meßwerte in der zitierten Arbeit deuten auch darauf hin, daß bei der mechanischen Aufbereitung eine ähnlich hohe Belastung der Luft wie im Rotteprozeß auftritt. Auch die Abluftvolumina im mechanischen Verfahrensschritt können ähnlich hoch wie im Rotteprozeß sein [Oest et al., 1995].



Tabelle 52: Rohgaskonzentrationen [$\mu\text{g}/\text{Nm}^3$] von aeroben und anaeroben (Spalte 4) Prozessen

	(1)	(2)	(3)	(4)
[$\mu\text{g}/\text{Nm}^3$]	[Fricke et al., 1997]	[Doedens, 1997]	[Kuchta, 1993]	[Müller & Fricke, 1993]
Cd	0,013 - 0,9	0,5 - 0,9	5,8	77
Hg	0, 2 - 37	0,57 - 0,7	83	0,9
Pb	0, 016 - 31	12 - 31		

Die angegebenen Maximalwerte (Spalte 3 und 4) zeigen, daß Abluftkonzentrationen für Cadmium und Quecksilber im Bereich von modernen Müllverbrennungsanlagen liegen können. Diese Konzentrationen werden zu Beginn des Prozesses erhalten. Tatsächliche Frachten und Transferkoeffizienten lassen sich mit den obigen Angaben nicht berechnen. Nimmt man jedoch als obere Grenze ein Abluftvolumen von 10.000 Nm^3/t Restmüll mit einer Konzentration von 50 $\mu\text{g}/\text{Nm}^3$ für Hg und Cd, so ergeben sich für Cadmium ein Transferkoeffizient von 0,06 und für Quecksilber ein Transferkoeffizient von 0,38.

[Fricke et al., 1997] geben Emissionsfaktoren für Rohgas eines 4-wöchigen Rotteprozesses an. Aus [Fricke & Müller, 1994] sind Wirkungsgrade für Biofilteranlagen entnommen. Sie dürften in bezug auf Schwermetalle keine bedeutende Rückhaltefunktion ausüben.

Tabelle 53: Transferkoeffizienten in die Abluft eines Rotteprozesses (Rotteverlust), berechnet nach [Fricke et al., 1997]

	Emissionsfaktor	Wirkungsgrad Biofilter	Konzentration im Hausmüll	Transferkoeffizient
	mg/t RM FS	%	mg/kg FS	-
Cd	0,173	20	6,3	0,000022
Hg	7,1	20	1,8	0,0031
Pb	0,3		420	0,00000071

Der Vergleich mit obigen Maximaltransferkoeffizienten zeigt, daß man die Emissionen einer Mechanisch- biologischen Behandlungsanlage in die Atmosphäre derzeit noch nicht ausreichend genau abschätzen kann.

6.3.11 Herhof

6.3.11.1 Beschreibung

Die Daten des folgenden Kapitels stammen aus [Wiemer & Kern, 1995]. Das in diesem Buch beschriebene Verfahren der Firma Herhof wird für Restmüll aus Haushalten angewandt. Biogene Abfälle werden separat gesammelt. Ziel des Verfahrens ist es, den Restmüll durch Trocknung in einer Rottebox auf ca. 15 % Wassergehalt soweit zu stabilisieren, daß er über längere Zeiträume (Monate) ohne Abbaureaktionen, folglich emissionsfrei lagerbar und damit



bedarfsgerecht in thermischen Anlagen entsorgt werden kann. Das Verfahrensschema des Herhofprozesses ist in Abbildung 4 dargestellt.

Das Endprodukt Mischstabilat kann nachfolgend durch Siebung in eine hochkalorische Fraktion, die zum sofortigen Einsatz bestimmt ist und eine lagerbare mittelkalorische Fraktion aufgetrennt werden. Zielprozeß ist für beide Fraktionen eine thermische Anlage.

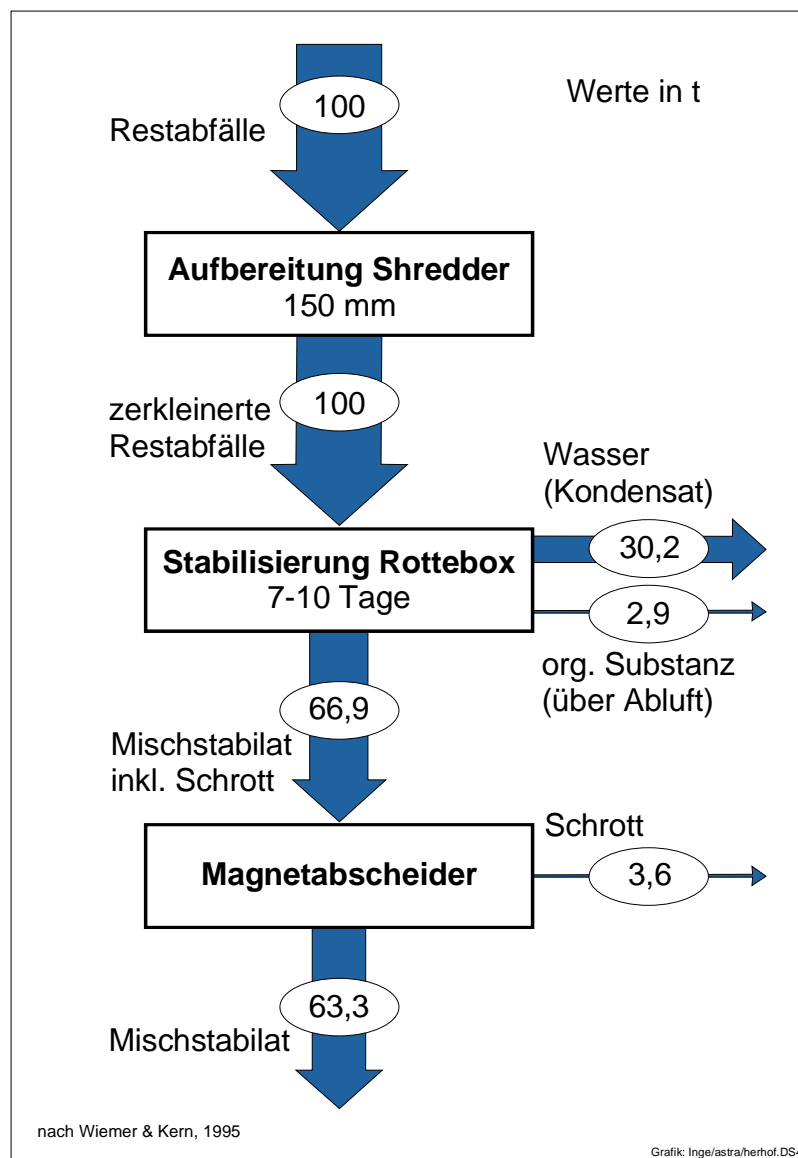


Abbildung 4: Verfahrensschema des Prozesses der Firma Herhof [Wiemer & Kern, 1995]



6.3.11.2 Transferkoeffizienten für Güter und Stoffe

Die Transferkoeffizienten für Güter können aus Abbildung 4 entnommen werden. Für die Transferkoeffizienten auf stofflicher Ebene muß folgendes berücksichtigt werden: In der Rottebox geht ein Teil des Kohlenstoffes (ca. 4 %) über die Abluft verloren. Nimmt man an, daß bei Umgebungstemperatur kondensiert wird und Wasserbildung durch biologische Umsetzungsprozesse²⁸ vernachlässigt wird, so ist die anfallende Kondensatmenge gleich der dem ausgetriebenen Wasser. Das anfallende Kondensat unterschreitet die Grenzwerte der deutschen Trinkwasserverordnung bei fast allen Stoffen. Es wird zum Befeuchten von Anlagenteilen verwendet, so daß das Verfahren als abwasserfrei bezeichnet werden kann. Der Austrag an Stoffen über das Kondensat ist im Vergleich zum Durchsatz vernachlässigbar ($<1/1000$)²⁹. Durch Kreisführung der Trocknungsluft ist der Luftbedarf des Trocknungsprozesses recht gering (1.000 m³/t Restmüll). Über den Austrag an Stoffen über die Abluft gibt es außer für Kohlenstoff und Quecksilber keine Angaben. Für Quecksilber wird ein Emissionsfaktor von rund 2 mg/t Restmüllinput angegeben. Das entspricht einem Transferkoeffizienten von 0,001. Der Austrag sollte daher mit Ausnahme des Kohlenstoffes ebenso wie für das Kondensat vernachlässigbar sein. Die Transferkoeffizienten für Abluft und Kondensat (Wasser) sind somit gleich null.

Anhand der in Abbildung 4 angegebenen Massenflüsse und der gemessenen Stoffkonzentrationen des Mischstabilisats lassen sich die Stoffkonzentrationen des Restmülls berechnen (Tabelle 54). Bei der Annahme, daß die über Abluft und Kondensat ausgetragenen Stoffmengen vernachlässigbar sind, beträgt der Transferkoeffizient für alle Stoffe außer Kohlenstoff und H₂O eins. Das Herhofverfahren ist damit ein reiner Durchlaufprozeß ohne stoffliche Bedeutung.

Tabelle 54: Stoffkonzentrationen des Mischstabilisats und des Restmülls aus Haushalten

		Mischstabilizat		Restmüll aus Haushalten	
		bezogen auf Trockensubstanz [1]	bezogen auf Feuchtsubstanz [2]	Herhof berechnet, bezogen auf Feuchtsubstanz	Spittelau bezogen auf Feuchtsubstanz[3]
C	%	42	36	22	17
N	%	1,4	1,2	0,75	0,7
S	%	0,5	0,4	0,27	0,24
Cl	%	1	0,9	0,54	0,53
Cd	mg/kg	1,6	1,4	0,86	6,3
Hg	mg/kg	1	0,9	0,54	1,8
Pb	mg/kg	139	118	75	420
Zn	mg/kg	388	330	209	660

[1] [Wiemer & Kern, 1995]

[2] Wassergehalt des Mischstabilisates 15 %

[3] [Schachermayer et al., 1995], Werte für Wiener Hausmüll

²⁸ Diese Umsetzungsprozesse finden kaum statt, da der Kohlenstoff als Ressource erhalten werden soll

²⁹ Dies wurde anhand der Angaben in [Wiemer & Kern, 1995] abgeschätzt.



In Tabelle 54 fallen einerseits die gute Übereinstimmung der berechneten Stoffkonzentrationen der Matrixelemente im Restmüll mit einer üblichen Restmüllzusammensetzung [3] und die großen Abweichungen bei den Spurenelementen auf. Die aus dem Mischstabilat zurückgerechneten Schwermetallwerte für die Müllzusammensetzung sind mit Sicherheit zu tief.

Für die Szenarien wird trotz dieser Unstimmigkeiten aufgrund obiger Annahmen (Abluft, Kondensat) von den folgenden Transferkoeffizienten ausgegangen:

Tabelle 55: Transferkoeffizienten in Mischstabilat, Kondensat und Abluft für den Prozeß Herhof

	Mischstabilat	Kondensat	Abluft
C	0,96	0	0,04
N	1	0	0
S	1	0	0
Cl	1	0	0
Cd	1	0	0
Hg	0,999	0	0,001
Pb	1	0	0
Zn	1	0	0

Die Auftrennung (Siebweite 100 mm) des Mischstabilates auf eine hoch- (Siebüberlauf) und eine mittelkalorische (Unterkorn) Fraktion wird aus folgendem Grund nicht berücksichtigt: Gemäß [Wiemer & Kern, 1995] ist zwischen Mischstabilat und hochkalorischem Stabilat kein wesentlicher Unterschied im Heizwert gegeben, sondern nur eine Anreicherung in den Schwermetallkonzentrationen festzustellen (vergl. Tabelle 56). Dies macht den Einsatz dieser Fraktion als Ersatzbrennstoff noch fragwürdiger. Es ist also durch die Siebung keine signifikante Veränderung der Reststoffe zu beobachten, die auf einen unterschiedlichen Einsatz schließen lassen könnte. Die Konzentrationen der Schwermetallgehalte scheinen generell als zu tief für österreichische Verhältnisse (vergl. Tabelle 54).

Tabelle 56: Stoffkonzentrationen und Heizwerte, bezogen auf Trockensubstanz, von Mischstabilat und hochkalorischer Fraktion des Herhofverfahrens [Wiemer & Kern, 1995]

TS		Mischstabilat	hochkalorisches Stabilat	Anreicherung
C	%	42	38	0,9
N	%	1,4	1,3	0,9
S	%	0,5	0,7	1,4
Cl	%	1,0	1	1,0
Cd	mg/kg	1,6	4,5	2,8
Hg	mg/kg	1,0	1,2	1,2
Pb	mg/kg	139	640	4,6
Zn	mg/kg	388	870	2,2
H _u	MJ/kg	10,54	12,11	1,15

Es fällt auf, daß Kohlenstoffgehalt und Heizwert in diesen Fraktionen nicht korrelieren.



6.3.12 Deponietypen

6.3.12.1 Beschreibung

Im Zusammenhang mit der Tendenz für einen ressourcenschonenden Umgang mit der Umwelt kann als eines der höchsten Ziele der Abfallwirtschaft die nachsorgefreie Deponie bezeichnet werden. Dies beinhaltet die Endlagerqualität der abgelagerten Abfälle beziehungsweise, daß nach einer Nachsorgephase die Stoffemissionen aus dem Deponiekörper die geogenen Grenzwerte erreicht haben.

Das allgemeine Verfahrensschema für den Prozeß Massenabfalldeponie ist in Abbildung 5 dargestellt.

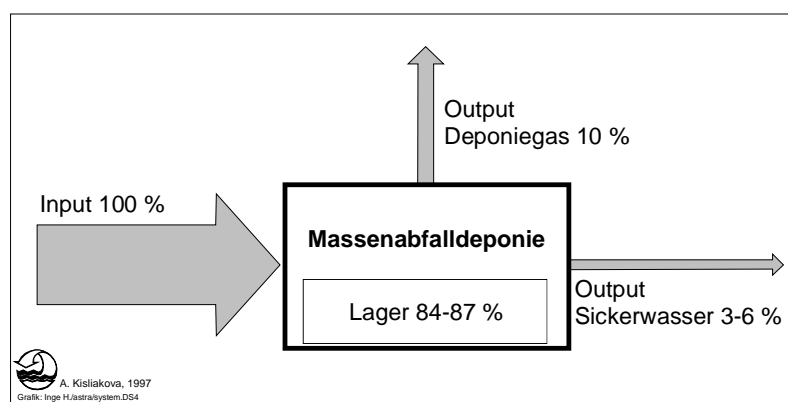


Abbildung 5: In- und Outputflüsse für den Prozeß Massenabfalldeponie

Durch die Emissionen einer Deponie findet mit heutigem Stand der Deponietechnik ein wichtiger Austrag von umweltbelastenden Komponenten statt. Abhängig vom Deponietyp können diese auf Deponiegas und Sickerwasser verteilt werden (Massenabfalldeponie) oder ausschließlich durch die flüssige Phase emittiert werden (Reststoffdeponie). Zu den über die Gasphase ausgetragenen Stoffen gehören ein Teil des organischen Kohlenstoffs, Schwefel, Chlor und Quecksilber. Über das Sickerwasser werden ein weiterer Teil des organischen Kohlenstoffs sowie Stickstoff, Chlor und Schwermetalle exportiert. Für die Zuordnung der abzulagernden Abfälle zu einem entsprechenden Deponietyp sind der Gehalt an bestimmten Inhaltsstoffen in den Abfällen und im Eluat entscheidend.

6.3.12.2 Transferkoeffizienten für Güter und Stoffe

Die folgenden Abschnitte betreffen die Verteilung der Inputgüter und gewählten Inputstoffe im Deponiegas, im Sickerwasser und im Deponiekörper. Allgemein muß dabei berücksichtigt werden, daß aufgrund der unter Kapitel 4.1.4.4.1. erläuterten Spezifik des Prozesses die Beurteilung des Güter- und Stoffaustrags einen Schätzungscharakter hat.



6.3.12.2.1 Massenabfalldeponie

Wie in Kapitel 4.1.4.4.1.1 begründet, beruht die Betrachtung der Massenabfalldeponie auf einer Analogie mit der Mülldeponie. Dies gilt nicht nur für die zeitlichen Entwicklungsphasen des Deponiekörpers, sondern auch für die Wahl und die Ermittlung der Transferkoeffizienten.

Tabelle 57: Transferkoeffizienten für Deponiegas und Sickerwasser für den Prozeß Massenabfalldeponie: a) Ende der Reaktorphase (ca.15 Jahre nach dem Deponieabschluß), b) Ausklangphase (90 Jahre nach dem Ende der Reaktorphase) und c) Total für beide Phasen (ca. 100 Jahre nach dem Deponieabschluß); angenommen und berechnet nach [Belevi & Baccini, 1989] und [Belevi, 1995]. Die Transferkoeffizienten für den Deponiekörper werden als Differenz zwischen dem Input und dem totalen Austrag berechnet.

a) Ende der Reaktorphase (ca.15 Jahre nach dem Deponieabschluß)

[-]	Transferkoeffizient Deponiegas	Transferkoeffizient Sickerwasser	Transferkoeffizient Deponiekörper
Güter	0,100	0,005	0,90
C	0,230	0,003	0,77
N	< 0,000	0,060	0,94
S	0,003	0,001	< 1,00
Cl	0,006	0,050	0,94
Cd	< 0,000	< 0,0001	< 1,00
Hg	< 0,000	< 0,0001	< 1,00
Pb	< 0,000	< 0,0001	< 1,00
Zn	< 0,000	< 0,0002	< 1,00

b) Ausklangphase (90 Jahre nach dem Ende der Reaktorphase)

[-]	Transferkoeffizient Deponiegas	Transferkoeffizient Sickerwasser	Transferkoeffizient Deponiekörper
Güter	0	0,045	0,96
C	0	0,002	< 1,00
N	0	0,006	0,99
S	0	0,001	< 1,00
Cl	0	0,038	0,96
Cd	0	< 0,0000	< 1,00
Hg	0	< 0,0001	< 1,00
Pb	0	< 0,0001	< 1,00
Zn	0	< 0,0002	< 1,00



c) Total für beide Phasen (ca. 100 Jahre nach dem Deponieabschluß)

[-]	Transferkoeffizient Deponiegas	Transferkoeffizient Sickerwasser	Transferkoeffizient Deponiekörper
Güter	0,100	0,045	0,86
C	0,230	0,005	0,77
N	< 0,000	0,066	0,93
S	0,003	< 0,002	< 1,00
Cl	0,006	0,085	0,91
Cd	< 0,000	< 0,0001	< 1,00
Hg	< 0,000	< 0,0001	< 1,00
Pb	< 0,000	< 0,0001	< 1,00
Zn	< 0,000	< 0,0004	< 1,00

Während der intensiven Phase werden zwei Summenprozesse (es wird nicht zwischen den Stadien des mikrobiellen Abbaus und dem Beitrag meteorologischer Einflüsse unterschieden) betrachtet - die Gas- und Sickerwasserbildung. Die in dieser Phase nicht exportierten Stoffe bleiben als Lager im Deponiekörper und dienen als „Input“ für die Abschätzung des Stoffausstrags über das Sickerwasser innerhalb der folgenden 8-9 Jahrzehnte.

6.3.12.2.1.1 Vorgehen und getroffene Annahmen für die Reaktorphase:

Dauer: 10 - 20 Jahre, Annahme: 15 Jahre.

Kohlenstoff:

Der organische Anteil am totalen Kohlenstoffgehalt wird aufgrund der Güterzusammensetzung des Inputs und ihrer Abbaugrade abgeschätzt. Das Gasbildungspotential beträgt bis zum Ende der Reaktorphase 22-25 % vom totalen Kohlenstoffgehalt betragen, wobei eine gute Übereinstimmung mit den Literaturdaten gefunden wurde. Für den Austrag von organischem Kohlenstoff über das Sickerwasser wird 0,3 % angenommen.

Stickstoff, Schwefel, Chlor:

Gemäß Literaturangaben wird angenommen, daß über 90 % ihres Gehalts nach dem Ende der Reaktorphase immer noch im Deponiekörper verbleiben. Schwefel wird dabei in der gleichen Größenordnung über Abluft und Sickerwasser emittiert, Chlor überwiegend über das Sickerwasser. Der Stickstoffaustrag findet nur über das Sickerwasser statt.

Cadmium, Quecksilber, Blei, Zink:

Gemäß Literaturangaben wird angenommen, daß 99,9 % der Masse nach dem Ende der Reaktorphase immer noch im Deponiekörper verblieben ist. Mit Ausnahme von Quecksilber, von welchem gleich viel über Abluft und Sickerwasser die Deponie verläßt, werden die übrigen (Schwer)Metalle nur durch das Sickerwasser emittiert. Auf eine separate Betrachtung für Metalle und Schwermetalle wird aufgrund der schlechten Datenlage verzichtet.

Güterbilanz:

Da der Wasserhaushalt einer Deponie noch nicht genau bestimmbar ist, werden der Wassergehalt der deponierten Abfälle, Niederschlag und Verdunstung nicht berücksichtigt. Es wird



angenommen, daß die Sickerwassermenge während der betrachteten Perioden näherungsweise konstant bleibt (Wasserproduktion und -austrag infolge mikrobiologischer Abbauprozesse während der Reaktorphase gegenüber Wasserein- und -austrag infolge Alterung der Abdichtung während der Ausklingsphase). Die Frachtveränderungen erfolgen daher aufgrund von Konzentrationsveränderungen.

Für die grobe Güterbilanz werden zusätzlich Sauerstoff und Wasserstoff betrachtet. Für die Abschätzung des Sauerstoffaustrags wird von der elementaren Zusammensetzung von Abfällen biologischen und fossilen Ursprungs ausgegangen. Es wird angenommen, daß bei den Abbauprozessen die Organik bis CO_2 und H_2O oxidiert wird. Durch den volumetrischen Anteil an CO_2 im Deponiegas und das stöchiometrische Verhältnis C zu O_2 wird der Transferkoeffizient für Sauerstoff im Deponiegas bestimmt. Über den Austrag des organischen Kohlenstoffs durch das Sickerwasser - der entsprechende Anteil von Sauerstoff. Das Vorgehen zur Berechnung des Wasserstoffaustrages wird analog dem für Sauerstoff gewählt, wobei angenommen wurde, daß der Wasserstoffaustrag nur über das Sickerwasser stattfindet. Eine Wasserspeicherung mikrobiologischen Ursprungs im Deponiekörper wird nicht in Betracht gezogen.

Für alle Elemente wird das Lager als Differenz zwischen Input und totalem Output angenommen.

6.3.12.2.1.2 Vorgehen und getroffene Annahmen für die Ausklingsphase:

Dauer: betrachteter Zeitabschnitt: 90 Jahre nach der Reaktorphase.

Stoffaustrag (alle Stoffe):

Die Gasbildung wird mit Null angenommen, daher findet der Austrag von organischem Kohlenstoff und den begleitenden Stoffen nur über das Sickerwasser statt. Als austragbares Stoffpotential dient das Lager der vorherigen Periode. Der Stoffaustrag über das Sickerwasser wird aufgrund von Literaturmodellaussagen mit einem Abminderungsfaktor entsprechend der gewählten Zeitdauer von 90 Jahren, bezogen auf die Werte am Ende der Reaktorphase, abgeschätzt. Die Güterbilanz wird analog der Reaktorphase durchgeführt.

6.3.12.2.2 Reststoffdeponie

Charakteristisch für diesen Deponietyp ist, daß der Gasoutput praktisch Null ist und, daß die Anfangsphase nach dem Deponieabschluß eine Dauer von Jahrzehnten hat. Während dieser finden im Deponiekörper eine Reihe von chemischen und physiko-chemischen Prozessen statt, die u.a. auch zu einer erhöhten Auswaschung von vor allem. Chloriden, Sulfaten, Alkali- und Erdalkalimetallen führen. Der pH-Wert sinkt vom anfangs alkalischen Bereich (ca. $\text{pH} = 12$) bis zu Werten von etwa $\text{pH} = 8.5$ (Ende der Anfangsperiode).



Tabelle 58: Transferkoeffizienten in Deponiegas und Sickerwasser für den Prozeß Reststoffdeponie, angenommen nach [EKESA - Schlußbericht, 1992].

[-]	Transferkoeffizient Deponiegas	Transferkoeffizient Sickerwasser	Transferkoeffizient Deponiekörper
Güter	< 0,000	< 0,000	< 1,000
C	< 0,000	< 0,003	0,997
N	< 0,000	< 0,000	< 1,000
S	< 0,000	< 0,001	0,999
Cl	< 0,000	< 0,001	0,999
Cd	< 0,000	< 0,000	< 1,000
Hg	< 0,000	< 0,000	< 1,000
Pb	< 0,000	< 0,000	< 1,000
Zn	< 0,000	< 0,000	< 1,000

Annahmen:

Die Transferkoeffizienten für den Deponiekörper werden als Differenz zwischen dem Input und dem totalen Austrag berechnet.

Stickstoff: Transferkoeffizient in Deponiegas und Sickerwasser = 0

Schwefel: „worst case“ gleich „Chlorid“, nach EKESA (Schlußbericht), S.92.

Chlor(id): nach EKESA (Schlußbericht), S.92, 111 - 113.

Schwermetalle: nach EKESA (Schlußbericht), S.92, 111 - 113, für die Anfangsphase von Jahrzehnten bis Jahrhunderte, pH > 8.3: Transferkoeffizient in Deponiegas und Sickerwasser = 0.

Für die Abschätzung der Güterbilanz wird zusätzlich zu den ausgewählten Stoffen nur Sauerstoff, Natrium und ein Teil des Kalziums berücksichtigt.

Alkali- und Erdalkalimetalle: nach EKESA (Schlußbericht), S.92, 111 - 113, für die Anfangsphase von Jahrzehnten bis Jahrhunderte, pH > 8.3: diese Stoffgruppen werden innerhalb dieser Phase ausgewaschen. Aufgrund mangelnder Literaturangaben wird eine Abschätzung für den Austrag von Na (über den Chloridaustrag) und für Ca (für den Anteil CaSO₄ - Ca) gemacht.

6.3.12.2.3 Untertagedeponie

Gemäß Kapitel 4.1.4.4.1.3 wird für die Untertagedeponie angenommen, daß keine Prozesse stattfinden, die zu einem direkten Stoffaustrag unter normalen Betriebsbedingungen führen. [Neubauer, 1994] und [Klinger & Thein, 1994] Daher sind die Transferkoeffizienten für Deponiegas und Sickerwasser gleich Null.

6.3.13 Transferkoeffizienten aller Prozesse

Die Tabelle 59 und Tabelle 60 zeigen die Transferkoeffizienten aller Prozesse in die Zielprozesse Atmosphäre, Hydrosphäre, Untertage- und Reststoffdeponie, sowie den Verbleib im Deponiekörper der Massenabfall- und Reststoffdeponie und die Transferkoeffizienten in das Produkt der Zementindustrie.



Tabelle 59: Transferkoeffizienten [-] aller Prozesse (Teil 1)

Atmosphäre	C		N		S		Cl	
	von	bis	von	bis	von	bis	von	bis
MVA	0,98		0,007		0,0065		0,0023	
SVA	0,98		0,007		0,0065		0,0023	
MVA +	0,99		0,007		0,0065		0,0023	
MVA -	0,95	0,99	0,10	0,20	0,30	0,50	0,10	0,90
Holz	0,99		0,10	0,20	0,30		0,10	0,35
Papier	0,99		0,06	0,15	0,10	0,30	0,02	0,10
Zement	0,99		0,55		0,01		0,02	0,05
Biom.	0,99		0,10	0,20	0,30		0,10	0,35
MBB	0,36		< 0,00		< 0,00	0,05	< 0,00	
Splitting	0,120	0,200	< 0,00		< 0,00		< 0,00	
Herhof	0,040		< 0,00		< 0,00		< 0,00	
Massenabfalldeponie	0,230		0		0,003		0,006	
Reststoffdeponie	0		0		0		0	

Atmosphäre	Cd		Hg		Pb		Zn	
	von	bis	von	bis	von	bis	von	bis
MVA	0,0005		0,0127		0,00008		0,0003	
SVA	0,0005		0,0127		0,00008		0,0003	
MVA +	0,0005		0,0127		0,00008		0,0003	
MVA -	0,11	0,50	0,21	0,95	0,12	0,25	0,07	0,40
Holz	0,10	0,40	0,20	0,90	0,10	0,50	0,10	0,30
Papier	0,004	0,07	0,10	0,30	0,002	0,004	0,001	0,02
Zement	0,023	0,07	0,12	0,55	0,001	0,004	0,001	0,00
Biom.	0,10	0,40	0,20	0,90	0,10	0,50	0,10	0,30
MBB	< 0,00		< 0,00		< 0,00		< 0,00	
Splitting	0,005		0,003		< 0,00		< 0,00	
Herhof	< 0,00		< 0,00		< 0,00		< 0,00	
Massenabfalldeponie	0,0000040		0,00004		0,0000001		0,0000004	
Reststoffdeponie	0		0		0		0	

Hydrosphäre	C		N		S		Cl	
	von	bis	von	bis	von	bis	von	bis
MVA	< 0,00		< 0,00		0,08		0,53	
SVA	< 0,00		< 0,00		0,08		0,53	
MVA +	< 0,00		< 0,00		0,08		0,54	
MVA -	0		0		0		0	
Holz	0		0		0		0	
Papier	0		0		0		0	
Zement	0		0		0		0	
Biom.	0		0		0		0	
MBB	< 0,00		< 0,00		< 0,00		< 0,00	
Splitting	< 0,00		< 0,00		< 0,00		< 0,00	
Herhof	< 0,00		< 0,00		< 0,00		< 0,00	
Massenabfalldeponie	0,0048		0,066		0,002		0,085	
Reststoffdeponie	0,003		0		0,001		0,001	

Hydrosphäre	Cd		Hg		Pb		Zn	
	von	bis	von	bis	von	bis	von	bis
MVA	< 0,00		< 0,00		< 0,00		< 0,00	
SVA	< 0,00		< 0,00		< 0,00		< 0,00	
MVA +	< 0,00		< 0,00		< 0,00		< 0,00	
MVA -	0		0		0		0	
Holz	0		0		0		0	
Papier	0		0		0		0	
Zement	0		0		0		0	
Biom.	0		0		0		0	
MBB	< 0,00		< 0,00		< 0,00		< 0,00	
Splitting	< 0,00		< 0,00		< 0,00		< 0,00	
Herhof	< 0,00		< 0,00		< 0,00		< 0,00	
Massenabfalldeponie	0,00011		0,00012		0,00013		0,00039	
Reststoffdeponie	0		0		0		0	



Tabelle 60: Transferkoeffizienten [-] aller Prozesse (Teil 2)

Untertagedeponie	C		N		S		Cl	
	von	bis	von	bis	von	bis	von	bis
MVA	< 0,00		< 0,00		0,42		0,37	
SVA	< 0,00		< 0,00		0,42		0,37	
MVA +	< 0,00		< 0,01		0,46		0,41	
MVA -	0		0		0		0	
Holz	0		0		0		0	
Papier	0		0		0		0	
Zement	0		0		0		0	
Biom.	0		0		0		0	
MBB	0		0		0		0	
Splitting	0		0		0		0	
Herhof	0		0		0		0	

Untertagedeponie	Cd		Hg		Pb		Zn	
	von	bis	von	bis	von	bis	von	bis
MVA	0,92		0,946		0,255		0,570	
SVA	0,92		0,946		0,255		0,570	
MVA +	0,84		0,98		0,76		0,517	
MVA -	0		0		0		0	
Holz	0		0		0		0	
Papier	0		0		0		0	
Zement	0		0		0		0	
Biom.	0		0		0		0	
MBB	0		0		0		0	
Splitting	0		0		0		0	
Herhof	0		0		0		0	

Reststoffdeponie	C		N		S		Cl	
	von	bis	von	bis	von	bis	von	bis
MVA	0,01		0,01		0,49		0,10	
SVA	0,01		0,01		0,49		0,10	
MVA +	< 0,00		< 0,01		0,45		0,05	
MVA -	0,01	0,05	0,01		0,50	0,70	0,10	0,90
Holz	0,01		0,01		0,70		0,65	0,90
Papier	0,01		0,02		0,70	0,90	0,90	0,98
Zement	0		0		0		0	
Biom.	0,01		0,01		0,70		0,65	0,90
MBB	0,30		0,77		0,55		0,30	
Splitting	0,20	0,28	0,50		0,30	0,60	0,30	0,80
Herhof	0		0		0		0	

Reststoffdeponie	Cd		Hg		Pb		Zn	
	von	bis	von	bis	von	bis	von	bis
MVA	0,079		0,04		0,74		0,43	
SVA	0,079		0,04		0,74		0,43	
MVA +	0,160		0,01		0,24		0,48	
MVA -	0,50	0,89	0,05	0,79	0,75	0,88	0,60	0,93
Holz	0,60	0,90	0,10	0,80	0,50	0,90	0,70	0,90
Papier	0,93	1,00	0,70	0,90	0,996	0,998	0,98	0,999
Zement	0		0		0		0	
Biom.	0,60	0,90	0,10	0,80	0,50	0,90	0,70	0,90
MBB	0,25		0,70		0,91		0,47	
Splitting	0,20	0,39	0,50	0,90	0,43	0,54	0,56	0,61
Herhof	0		0		0		0	

Deponiekörper	C	N	S	Cl	Cd	Hg	Pb	Zn
Massenabfalldeponie	0,765	0,93	0,995	0,91	1,0	1,0	1,0	1,0
Reststoffdeponie	0,997	1,0	0,999	0,999	1,0	1,0	1,0	1,0

Zementherstellung	C		N		S		Cl	
	von	bis	von	bis	von	bis	von	bis
Produkt	0,01		0,01		0,99		0,98	0,95

Zementherstellung	Cd		Hg		Pb		Zn	
	von	bis	von	bis	von	bis	von	bis
Produkt	0,98	0,93	0,88	0,45	0,999	0,996	0,999	0,998



Der Prozeß Zementherstellung stellt eine Ausnahme dar: Jene Stoffe, die nicht in der Abluft emittiert werden gelangen in das Produkt Zement. Der Transferkoeffizient in das Produkt ist demnach 1 minus dem Transferkoeffizient in die Atmosphäre.

Die in Tabelle 58 und Tabelle 59 dargestellten Transferkoeffizienten sind in der folgenden Abbildung für den Zielprozeß Atmosphäre nochmals graphisch dargestellt. Zweifarbige Balken zeigen den Bereich für den Transferkoeffizienten des betreffenden Prozesses.

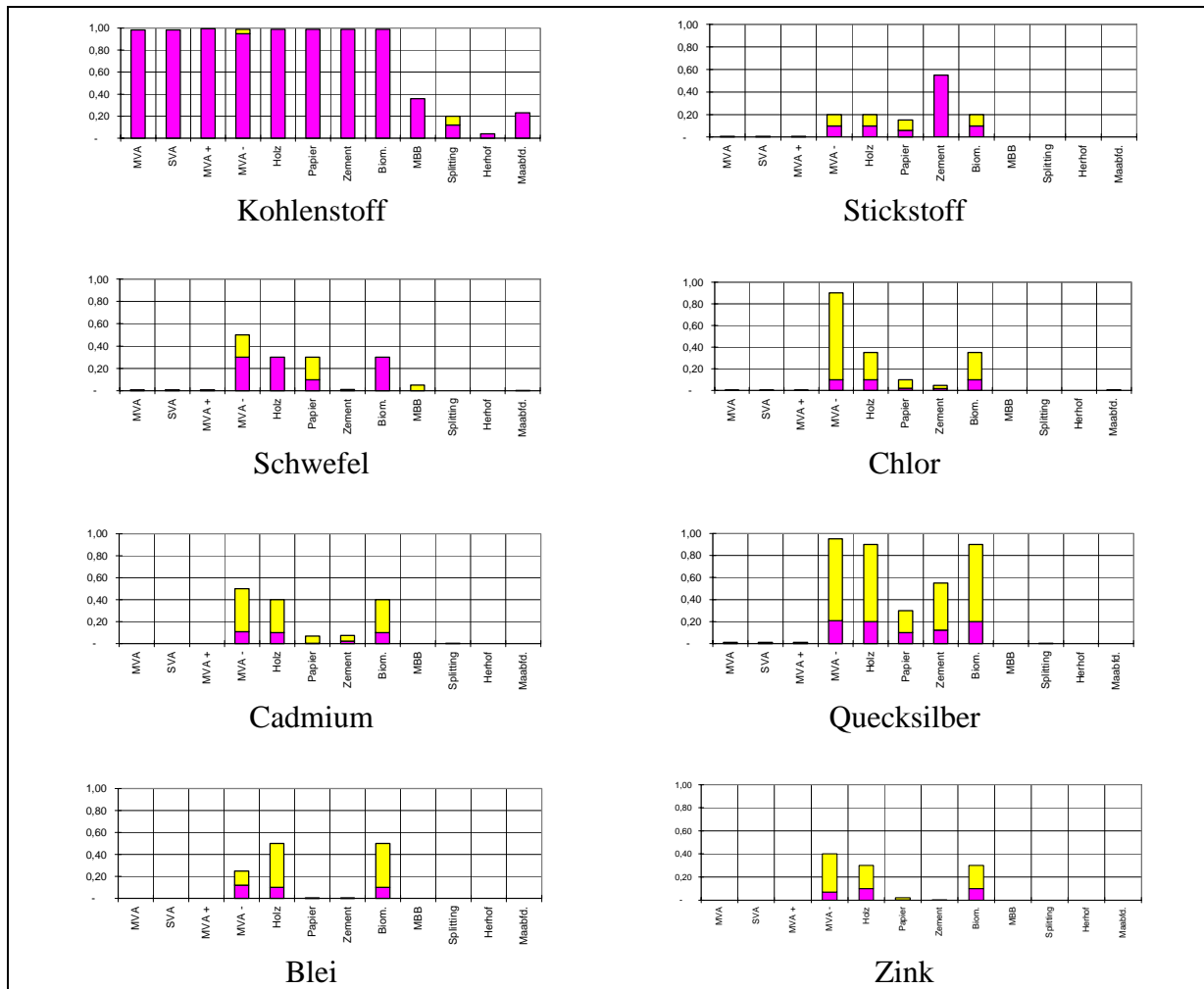


Abbildung 6: Transferkoeffizienten in die Atmosphäre



Kohlenstoff: Bei den thermischen Prozessen wird der Kohlenstoff beinahe vollständig in die Atmosphäre abgegeben. Bei sorgfältiger Prozeßführung sind für die Mineralisierung des Kohlenstoffes Wirkungsgrade von über 98 % realisierbar. Bei den mechanisch-biologischen Prozessen (MBB, Restmüllsplitting) werden wesentlich geringere Frachten abgegeben. Während es in der Reststoffdeponie zu keiner Gasbildung und daher zu keinem Kohlenstoffaustrag in die Atmosphäre kommt, geht in der Massenabfalldeponie rund $\frac{1}{4}$ des Kohlenstoffes in die Gasphase über.

Stickstoff: Bei der Bilanzierung wird nur jener Stickstoff berücksichtigt, der als NO_x in die Atmosphäre geht. Man findet drei Kategorien von Prozessen: Bei der Verbrennung nach MVA-Standard werden Stickoxide katalytisch reduziert, daher die kleinen Transferkoeffizienten. Bei den Prozessen der Holz-, Papier- und Zellstoffindustrie sowie Biomassefeuerungen sind aufgrund der Verbrennungstemperatur noch relativ geringe Transferkoeffizienten im Vergleich zur Zementindustrie zu finden. Dort ist der Anteil an thermischen NO_x aufgrund der hohen Brenntemperaturen sicherlich hoch.

Schwefel: Die Verteilung des Schwefels ähnelt der von Stickstoff, jedoch ist der Transferkoeffizient in die Atmosphäre bei der Zementindustrie aufgrund der Schwefeleinbindung im Vergleich zu den anderen nicht MVA- Standardprozessen besser.

Chlor: Die Abscheideleistung der verschiedenen Systeme von Chlor ist ähnlich der von Staub. Wirklich gute Reingaswerte sind nur mit nasser Rauchgaswäsche zu erzielen.

Cadmium: Durch den Einsatz von Elektrofiltern (Zement, Papier), bzw. Rauchgaskondensationsanlagen kombiniert mit Staubabscheidung im Zyklon (Biomassefeuerungen) können ca. 90 %³⁰ des Cadmium zurückgehalten werden. Zyklone erreichen nur noch ca. 60 %. Das Rückhaltevermögen von Rauchgasreinigungsanlagen nach Stand der Technik liegt bei 99,95 %.

Quecksilber: Eindeutig geht die hohe Flüchtigkeit des Quecksilbers hervor. Durch Zyklonabscheider ist praktisch kaum eine Abscheidung zu erreichen. Auch die Abscheidung im Elektrofilter ist als ungenügend zu bezeichnen.

Blei und Zink: Zyklone sind wiederum nur schlechte Abscheider, Elektrofilter erreichen recht gute Abscheideleistungen. Durch eine Rauchgaswäsche mit hohem Druckverlust wird die Abscheideleistung des Prozesses noch einmal wesentlich erhöht.

6.4 Ausgewählte Szenarien

Es werden insgesamt 9 Szenarien untersucht. Die Szenarien 1 und 1b beschreiben den derzeitigen Stand (1) bzw. mittelfristig absehbare Entwicklungen (1b). Ausgehend von Szenario 1b

³⁰ Bezogen auf den Input, daher ist dieses Rückhaltevermögen nicht mit dem Filterwirkungsgrad gleichzusetzen. Es ist jedoch anzunehmen, daß sich die Elemente unabhängig von der Technologie ähnlich im Prozeß verhalten (lithophil, atmosphil), sodaß man schon Vergleiche zwischen den Prozessen bezüglich der Effektivität der Rauchgasreinigungstechnologie ziehen kann.



wird in den weiteren Szenarien jeweils ein Parameter verändert und dessen Auswirkung ökologisch und ökonomisch untersucht. Diese Szenarien dienen dazu, Erkenntnisse über das Gesamtsystem zu erlangen. Diese Szenarien sind nicht unbedingt praxisnahe, aber praxisrelevant. Aufbauend auf diesen Erkenntnissen wird ein optimiertes Szenario (5, Soll-Zustand) entwickelt.

Folgende Szenarien werden ausgewählt:

Szenario 1

Das Szenario 1 stellt den möglichst realistischen Ist-Zustand der Behandlung brennbarer Abfälle in Österreich für das Jahr 1996 dar. Für viele Branchen mußte allerdings auf Daten der Jahre 1993 bis 1995 zurückgegriffen werden.

Szenario 1b

Szenario 1b stellt den in naher Zukunft aufgrund der bereits eingeleiteten Maßnahmen zu erwartenden Ist-Zustand dar (zukünftige Trends). Das heißt: Jene Entwicklungen, die kurzfristig voraussagbar sind, werden mit einbezogen. Die gefährlichen Abfälle werden nach dem Soll-Zustand laut „*Gefährliche Abfälle und Altöle*“ [Dreier, 1995a] behandelt. Die Zementindustrie übernimmt einen Großteil der Abfälle die in der EbS aus Kapazitätsgründen nicht entsorgt werden können und die sie schon heute verbrennt. Jene Anlagen, die bis zum Jahr 2000 tatsächlich ihren Betrieb aufnehmen werden, werden berücksichtigt. Ehemalige Kompostieranlagen werden zu Restmüllsplittingsanlagen umgebaut. Separat gesammelte Kunststoffverpackungsabfälle, die derzeit zwischengelagert werden, werden thermisch verwertet.

Szenario 1b bildet für alle weiteren Szenarien die Basis: D.h.: Alle im folgenden bei den einzelnen Szenarien nicht erwähnten brennbaren Abfälle werden wie im Szenario 1b behandelt.

Szenario 2a

Flächendeckende Verbrennung von Restmüll in kommunalen Müllverbrennungsanlagen, welche die Grenzwerte der Luftreinhalteverordnung für Kesselanlagen BGGI 1988/380 idF. BGGI 1993/185 (LRV-K) für Müllverbrennungsanlagen einhalten (im weiteren als MVA-Standard bezeichnet).

Szenario 2b

Flächendeckende Verbrennung von Restmüll und sämtlichen anderen brennbaren Abfällen in Müllverbrennungsanlagen nach MVA-Standard. Ausgenommen ist die separate Sammlung von Altpapier mit Sammelquoten für 1995/96.



Szenario 3a

Der Restmüll wird nach dem Restmüllsplitting - Verfahren behandelt. Die Leichtfraktion wird in industriellen (gewerblichen) Anlagen, welche die Grenzwerte der LRV-K für Müllverbrennungsanlagen einhalten, thermisch verwertet.

Szenario 3b

Wie Szenario 3a. Die Leichtfraktion wird jedoch in Anlagen, welche die Grenzwerte der LRV-K für Müllverbrennungsanlagen **nicht** einhalten, thermisch verwertet. Es wird angenommen, daß je die Hälfte der Leichtfraktion in Wirbelschichtkesseln mit Elektrofiltern und Drehrohren der Zementindustrie als sekundärer Brennstoff eingesetzt wird.

Szenario 4a

Der Restmüll wird nach dem Herhof - Verfahren behandelt. Für die Berechnung dieses Szenarios wird eine anschließende thermische Behandlung in industriellen Anlagen, welche die LRV-K für Müllverbrennungsanlagen erfüllen, angenommen.

Szenario 4b

Wie Szenario 4a. Die thermische Behandlung erfolgt jedoch in Anlagen, welche die LRV-K für Müllverbrennungsanlagen **nicht** erfüllen. Es wird angenommen, daß je die Hälfte des Mischstabilats (Produkt des Herhof-Verfahrens) in Wirbelschichtkesseln mit Elektrofiltern und Drehrohren der Zementindustrie als sekundärer Brennstoff eingesetzt wird.

Szenario 5

Anhand der Resultate der Szenarien 1 - 4 wird eine „optimierte Verteilung“ der brennbaren Abfälle hinsichtlich naturwissenschaftlich-technischer und Akzeptanzkriterien entworfen.

6.4.1 Annahmen für die Zuteilung der Abfälle im Szenario 5 (Soll-Zustand)

- Keine Deponierung von Abfällen mit einem TOC-Gehalt über 5 %.

Um das Reaktionspotential in der Deponie gering zu halten soll der TOC - Gehalt unter 5 % liegen. Das Kriterium für Mechanisch-biologische Behandlung (unterschreiten des Brennwertes³¹ von 6.000 kJ/kg TS des Rotteendproduktes) entspricht nicht einer optimalen Nutzung der Energie.

- Thermische Verwertung von unbehandeltem Restmüll in Feuerungsanlagen nach MVA-Standard.

Restmüll ist aufgrund seines Schadstoffpotentials nur in Müllverbrennungsanlagen ökologisch zu verbrennen.

³¹ Brennwert: In der Thermodynamik gebräuchliche Bezeichnung für den oberen Heizwert eines Brennstoffes



- Beibehaltung der kontrollierten thermischen Verwertung von schadstoffarmen Abfällen in der Holz-, Papier- und Zellstoffindustrie sowie in Biomassefeuerungen nach der derzeit eingesetzten Technologie wie im Szenario 1.

In diesen Anlagen sollen aufgrund ihrer beschränkten Rauchgasreinigung nur „saubere“ Sekundärbrennstoffe eingesetzt werden.

- Gefährliche Abfälle, sofern sie nicht der Zementindustrie zugeordnet werden können, in Sonderabfallverbrennungsanlagen

Abfälle mit hohem Schadstoffgehalt und schlechten physikalischen Brennstoffeigenschaften, die einen besonderen Umgang erfordern, sollen in Sondermüllverbrennungsanlagen verbrannt werden.

- Abfälle mit höherem Heizwert und erdkrustenähnlicher Aschezusammensetzung (ölverunreinigte Böden) in die Zementindustrie

Der Zement soll grundsätzlich nicht als Verdünnungsmedium für Schwermetalle benutzt werden. Schwermetalle aus belasteten Abfällen sollen in geeigneten Anlagen aufkonzentriert werden.

- Gut brennbare Abfälle (hoher Heizwert, gute physikalische Eigenschaften) mit hohem Schadstoffpotential in industrielle Verbrennungsanlagen nach MVA-Standard

In diesen Anlagen wird die Behandlung der Abfälle nach MVA-Standard mit optimaler Energienutzung kombiniert.

- Kein unkontrollierter Einsatz von Abfällen in industriellen Feuerungen ohne MVA-Standard
- Separate Sammlung von Altstoffen, aber Verzicht auf die separate Sammlung von Kunststoffen aus Haushalten („Wiener Modell“)
- Import, Export und die Lagerung der Abfälle auf Zeit werden nicht berücksichtigt. Alle Abfälle sollen im Anfalljahr im System verwertet werden.

6.4.1.1 Kriterien für die Zuteilung der Abfälle an die Verbrennung ohne MVA-Standard im Szenario 5

6.4.1.1.1 Herleiten von Kriterien

- Kriterium 1 - Vergleich mit Kohle

Ein möglicher Ansatz, wie er auch in einer Studie des BUWAL [BUWAL, 1997] für die Zementindustrie vorgeschlagen wird, ist, als Kriterium für die Zuteilung des Abfalles den primären Brennstoff Steinkohle heranzuziehen. Da in der Zementindustrie nicht Masseneinheiten, sondern Energieeinheiten ersetzt werden, ist es vorteilhaft, die Stoffkonzentration auf den Heizwert des Brennstoffes zu beziehen. Es dürfen demnach nur jene Abfälle bedenkenlos



eingesetzt werden, welche die heizwertbezogenen Konzentrationen von Steinkohle (mg/MJ) unterschreiten.

Die Begründung für diesen Ansatz liegt hauptsächlich in der Annahme, daß Zement/Beton keine geeignete Zwischensinke für Schadstoffe darstellt. Diese Auffassung spiegelt sich auch in der deutschen Gesetzgebung wider [LAGA, 1996].

Gemäß § 5 Abs. 3 Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz (KrW-/AbfG) hat die Verwertung schadlos zu erfolgen. Sie erfolgt schadlos, wenn nach der Beschaffenheit der Abfälle, dem Ausmaß der Verunreinigungen und der Art der Verwertung Beeinträchtigungen des Wohls der Allgemeinheit nicht zu erwarten sind, insbesondere keine Schadstoffanreicherung im Wertstoffkreislauf erfolgt.

Nach § 5 Abs. 5 KrW-/AbfG entfällt ausnahmsweise der Vorrang der Verwertung von Abfällen, wenn deren Beseitigung nach den dort genannten Kriterien die umweltverträglichere Lösung darstellt. Dabei sind insbesondere zu berücksichtigen:

- die zu erwartenden Emissionen,
- das Ziel der Schonung der natürlichen Ressourcen,
- die einzusetzende oder zu gewinnende Energie und
- die Anreicherung von Schadstoffen in Erzeugnissen, Abfällen zur Verwertung oder daraus gewonnenen Erzeugnissen.

In diesem Zusammenhang ist jedoch zu beachten, daß derzeit Flugaschen, die im Vergleich mit primären Rohstoffen sicherlich höhere Schadstoffgehalte aufweisen, als Zementherstellung eingesetzt werden. Somit ist es bei dieser Praxis sinnlos, keine Schwermetallanreicherung im Produkt durch Abfallbrennstoffe zu fordern. Aus Gründen der Ressourcenschonung ist jedoch die Verdünnung (nicht die Abreicherung) von Stoffen in Produkten und Abfällen als negativ zu betrachten. Eine Möglichkeit, die Anreicherung im Klinker durch Abfallbrennstoffe zu verhindern, wäre, diese an geeigneter Stelle aus dem Prozeß auszuschleusen. Dies ist derzeit aber kaum üblich.

Ein weiterer Kritikpunkt an diesem Ansatz ist, daß Kohle kein sauberer Brennstoff ist und der Bezug auf diesen Brennstoff relativ hohe Toleranzwerte ergibt.

Der Grundsatz dieses Kriteriums ist speziell auf Prozesse, deren Produkt durch Abfallverbrennung mit Schadstoffen angereichert werden kann, abgestimmt. Das Kriterium 1 wird in der vorliegenden Studie deshalb nur auf den Prozeß der Zementherstellung angewendet.

- Kriterium 2 - Lufthygiene

Dieser Ansatz geht von der Lufthygiene aus und ist universeller einsetzbar. Für die in dieser Studie untersuchten Schadstoffe sind die Transferkoeffizienten in das Reingas für industrielle Feuerungen ohne MVA-Standard größer als für Müllverbrennungsanlagen. Abfälle, die in solchen Anlagen verbrannt werden, müssen daher um diesen Faktor geringere Stoffkonzentrationen als Restmüll haben. Die Möglichkeiten der Rauchgasreinigung eines Prozesses be-



stimmen demnach welche Abfälle eingesetzt werden können. Dieser Ansatz wird für alle Prozesse der industriellen Verbrennung ohne MVA-Standard angewendet.

6.4.1.1.2 Kurzformulierung der hergeleiteten Kriterien

Im weiteren wird das Kriterium „Vergleich mit Kohle“ als Kriterium 1 und das Kriterium „Lufthygiene“ als Kriterium 2 bezeichnet. Im wesentlichen lassen sich beide Kriterien wie folgt formulieren:

Kriterium 1: Abfälle, deren energiebezogene Stoffkonzentrationen (mg/MJ) jene von Kohle unterschreiten, können der Zementindustrie zugeordnet werden.

Kriterium 2: Es dürfen nur jene Abfälle eingesetzt werden, die pro verbrannter Tonne Abfall maximal die Emissionsfrachten einer Restmüll verbrennenden Müllverbrennungsanlage ergeben.

6.4.1.1.3 Berücksichtigen der Unsicherheit der Datenlage

Die Unsicherheit der Daten wird bei der Anwendung der Kriterien wie folgt berücksichtigt, wobei für jedes Kriterium einmal von mittlerer (Kriterien 1+ bzw. 2+) und einmal von großer Unsicherheit (Kriterien 1 bzw. 2) ausgegangen wird (vergl. Tabelle 61):

Tabelle 61: Unsicherheitsfaktoren für die Zuordnungskriterien der Abfälle an die Zementindustrie im Soll-Szenario

		mittlere Unsicherheit	große Unsicherheit
Kriterium 1 (Vergleich mit Kohle)		Kriterium 1+	Kriterium 1
Unsicherheit der mittleren Stoffkonz. der Kohle	X_K	1,5	1,5
Unsicherheit in den Stoffkonzentrationen der Abfälle	X_A	3	10
Kriterium 2 (Lufthygiene)		Kriterium 2+	Kriterium 2
Unsicherheit in den Transferkoeffizienten der MVA	X_{MVA}	1,1	1,2
Unsicherheit in den Transferkoeffizienten des Prozesses der ind. Verbrennung ohne MVA-Standard	X_Z	1,2	2,0
Unsicherheit in den Stoffkonzentrationen der Abfälle	X_A	3	10

6.4.1.1.4 Berechnen der Kriterien

Die Gleichungen (1) und (2) gelten für die Stoffe: Stickstoff, Schwefel, Chlor, Cadmium, Quecksilber, Blei und Zink.

$$\text{Kriterien 1 und 1+:} \quad C_A \leq X_A \cdot X_K \cdot C_K \quad (1)$$

C_A Konzentration im Abfall [mg/MJ]
 C_K Konzentration in der Kohle [mg/MJ]



Ist die Gleichung (1) für obige Stoffe erfüllt, kann der Abfall nach Kriterium 1 bzw. 1+ der Zementindustrie zugeordnet werden.

$$\text{Kriterien 2 und 2+:} \quad C_A \leq X_A \cdot X_{MVA} \cdot X_Z \cdot \frac{TK_{MVA}}{TK_Z} \cdot C_{RM} \quad (2)$$

TK_{MVA} Transferkoeffizient in das Reingas der MVA

TK_Z Transferkoeffizient in das Reingas des Verbrennungsprozesses ohne MVA-Standard

C_A Konzentration im Abfall [mg/kg]

C_{RM} Konzentration im kommunalen Restmüll [mg/kg]

Ist die Gleichung (2) für obige Stoffe erfüllt, kann der Abfall nach Kriterium 2 bzw. 2+ einem Prozeß der industriellen Verbrennung zugeordnet werden.

6.4.1.1.5 Anwenden der Kriterien

Es zeigt sich anhand der Ergebnisse der Zementindustrie, daß das Kriterium 2 (Lufthygiene) das schärfere Kriterium darstellt. Vor allem aufgrund der resultierenden NO_x -Emissionen könnten der Zementindustrie nach Kriterium 2+ praktisch keine Abfälle zugeordnet werden. Zu beachten ist jedoch, daß selbst Kohle Kriterium 2 für die Stoffe Stickstoff und Schwefel nicht einhält. Das bedeutet, daß bei der Zementherstellung durch Verbrennen einer Masseneinheit Kohle höhere NO_x - und SO_2 -Emissionen zu erwarten sind, als beim Verbrennen einer Masseneinheit Restmüll nach MVA-Standard.

Bei der Zuordnung der Abfälle müssen folgende Punkte berücksichtigt werden:

- Die Unsicherheitsfaktoren, vor allem für die Kriterien 1 und 2 sind sehr groß gewählt. Das Einhalten dieser Kriterien bedeutet vorerst, daß diese Variante genauer zu überprüfen und nicht a priori umweltverträglich ist.
- Abfälle, die im Ist-Zustand bereits in einer Branche Kriterium 2 erfüllen, werden nicht einer anderen zugeteilt, sofern diese dort nicht zumindest Kriterium 2+ erfüllen können.
- Abfälle, die im Ist-Zustand direkt deponiert werden und nur die Kriterien 1 bzw. 2 erfüllen, werden aufgrund der großen Unsicherheit nach MVA-Standard behandelt. Erfüllen diese Abfälle jedoch Kriterien 1+ bzw. 2+, können sie in der betreffenden Branche eingesetzt werden.
- Schlüsselnummern gefährlicher Abfälle mit Aufkommen unter 2.000 t/a werden nur bei Erfüllung der Kriterien 1+ und 2+ in Prozesse ohne MVA-Standard verschoben.
- Gilt nur für Zementherstellung: Kann Kriterium 1 eingehalten werden und Kriterium 2 scheitert an Stickstoff und Schwefel, wird der Abfall trotzdem an die Zementindustrie vergeben, da dieser Brennstoff geringere Schadstoffkonzentrationen als Kohle aufweist (Kriterium 1). Schwefel spielt im Vergleich zu den anderen Stoffen eine weniger bedeutende Rolle für die Lufthygiene. Das zeigen die Ergebnisse für das kritische Luftvolumen,



berechnet nach Immissionsgrenzwerten und geogenen Referenzwerten (vergl. Kapitel 7.1.1).

- Kriterium 2 bzw. 2+ wird für alle Prozesse mit mittleren Transferkoeffizienten berechnet.

6.4.1.1.6 Anwendung der Kriterien am Beispiel Einsatz von Altreifen und Altreifenschnitzel (SN 57502) in der Zementindustrie.

In Tabelle 62 sind die in der vorliegenden Studie ermittelten Stoffkonzentrationen für Altreifen den Konzentrationen der oben beschriebenen Kriterien gegenübergestellt. Die mit „++“ gekennzeichneten Kriterien sind mit Unsicherheitsfaktoren gleich 1 (vergl. Tabelle 61) berechnet und dienen zur Einschätzung der gewählten Unsicherheitsfaktoren.

Tabelle 62: Stoffkonzentrationen für die Anwendung der Kriterien am Beispiel Altreifen

	N	S	Cl	Cd	Hg	Pb	Zn
	[mg/MJ]						
Altreifen	85	482	227	0,23	0,000	2	454
Kriterium 1++	400	333	50	0,033	0,017	3	3
Kriterium 1+	1.800	1.500	225	0,15	0,08	12	13
Kriterium 1	6.000	5.000	750	0,5	0,3	40	43
	[mg/kg]						
Altreifen	3.000	17.000	8.000	8,00	0,0	70	16.000
Kriterium 2++	127	2.600	622	0,113	0,068	25	256
Kriterium 2+	630	12.870	3.081	0,56	0,336	122	1.269
Kriterium 2	3.055	62.400	14.938	2,71	1,63	591	6.153

In Tabelle 63 sind die Vielfachen der Überschreitung der Kriterien für das Beispiel Altreifen angegeben. Werte kleiner und gleich 1 bedeuten, daß der Abfall das Kriterium entweder gerade erfüllt (Wert = 1) bzw. gut erfüllt (Werte < 1).

Tabelle 63: Vielfache der Überschreitungen der Kriterien für das Beispiel Altreifen

	N	S	Cl	Cd	Hg	Pb	Zn
	[-]						
Kriterium 1++	0	1	5	7	0	1	160
Kriterium 1+	0	0	1	2	0	0	36
Kriterium 1	0	0	0	0	0	0	11
Kriterium 2++	24	7	13	71	0	3	62
Kriterium 2+	5	1	3	14	0	1	13
Kriterium 2	1	0	1	3	0	0	3

Aus Tabelle 62 und Tabelle 63 geht hervor, daß Kriterium 2 (Lufthygiene) strenger als Kriterium 1 (Vergleich mit Kohle) ist, weil es hier mit Ausnahme von Zink zu den höheren Überschreitungen kommt. Problematische Stoffe für das Beispiel Altreifen sind vor allem Cadmium und Zink. Um das Kriterium 2 bzw. 2+ erfüllen zu können, muß der Transferkoeffizient der Zementindustrie für Cadmium und Zink 3 bis 14 mal besser sein. In [Hackl & Mausitz, 1995] wird die Streubreite der mittleren Emissionskonzentrationen aus Anlagen der österreichischen Zementindustrie für Staub im Jahr 1993 wie folgt angegeben: 1 bis 44 mg/Nm³_{tr.}, Mittelwert bei 17 mg/Nm³_{tr.}. Es ist daher nicht auszuschließen, daß Kriterium 2



bzw. 2+ bei optimaler Rauchgasentstaubung (1-2 mg/Nm³_{tr.}) eingehalten werden könnte. Kriterium 1 könnte durch eine geeignete Prozeßführung erfüllt werden. Im Anhang 5 ist die Anwendung der Kriterien im Detail (für jede Schlüsselnummer) dargestellt.

6.4.1.1.7 Verteilen der Abfälle auf die Prozesse ohne MVA-Standard

Berücksichtigt man oben stehende Punkte, sind die Abfälle im Soll-Szenario wie folgt zu verteilen:

Tabelle 64: Verteilung der Abfälle auf die Prozesse ohne MVA-Standard

Prozeß	SN	Bezeichnung gem. ÖNORM S 2100	Masse im Soll-Szenario [t/a]	Veränderung gegenüber Ist-Zustand [t/a]
Holzindustrie	17101	Rinde	320.000	0
	17102	Schwarten und Spreißel aus sauberem, unbeschichtetem Holz	220.000	0
	17103	Sägemehl und Sägespäne aus sauberem, unbeschichtetem Holz	45.000	0
	17115	Spanplattenabfälle	0	- 30.000
			585.000	- 30.000
Biomassefeuerungen				
	17101	Rinde	60.000	
	17102	Schwarten und Spreißel aus sauberem, unbeschichtetem Holz	40.000	+ 10.000
	17103	Sägemehl und Sägespäne aus sauberem, unbeschichtetem Holz	10.000	
			110.000	+ 10.000
Papier- und Zellstoffindustrie				
	17101	Rinde	200.000	0
	17102	Schwarten und Spreißel aus sauberem, unbeschichtetem Holz	140.000	0
	181	Abfälle aus der Zellstoffherstellung (Spuckstoffe, Äste)	21.600	0
	18401	Rückstände aus der Papiergewinnung ohne Altpapieraufbereitung		- 8.000
	18407	Rückstände aus der Altpapieraufbereitung	60.300	+ 39.000
	948	Schlämme aus der Abwasserbehandlung	130.000	0
		gerundet	550.000	+ 31.000
Zementherstellung				
	181	Abfälle aus der Zellstoffherstellung (Spuckstoffe, Äste)	17.350	+17.350
	18407	Rückstände aus der Altpapieraufbereitung	0	- 25.300
	31420	Rußabfälle	1.000	+ 1.000
	31423	ölverunreinigte Böden	3.750	+ 3.750
	541	Abfälle von Mineralölen und synthetischen Ölen (gef. Abfälle)	47.600	+ 21.800
	544	Abfälle von Emulsionen und Gemischen von Mineralölprodukten (gef. Abfälle)	16.000	+ 16.000
	547	Mineralölschlämme (gef. Abfälle)	42.300	+ 42.300
	549	Sonstige Abfälle von Mineralölprodukten und aus der Erdölverarbeitung und Kohleveredelung (gef. Abfälle)	25.200	+ 25.100
	553	Abfälle von halogenfreien organischen Lösemitteln und Lösemittelgemischen (gef. Abfälle)	19.300	+ 16.600
	57118	Kunststoffemballagen		- 16.400
	57502	Altreifen und Altreifenschnitzel		- 25.100
		gerundet	170.000	+ 77.000



6.5 Güterbilanz

Die folgenden Abbildungen zeigen die Güterbilanzen für das Szenario 1 - Ist-Zustand und das Szenario 5 - Soll-Zustand. Die nachfolgenden Tabellen stellen eine Zusammenfassung aller Güterbilanzen dar. Die Güterbilanzen aller Szenarien befinden sich im Anhang 6.

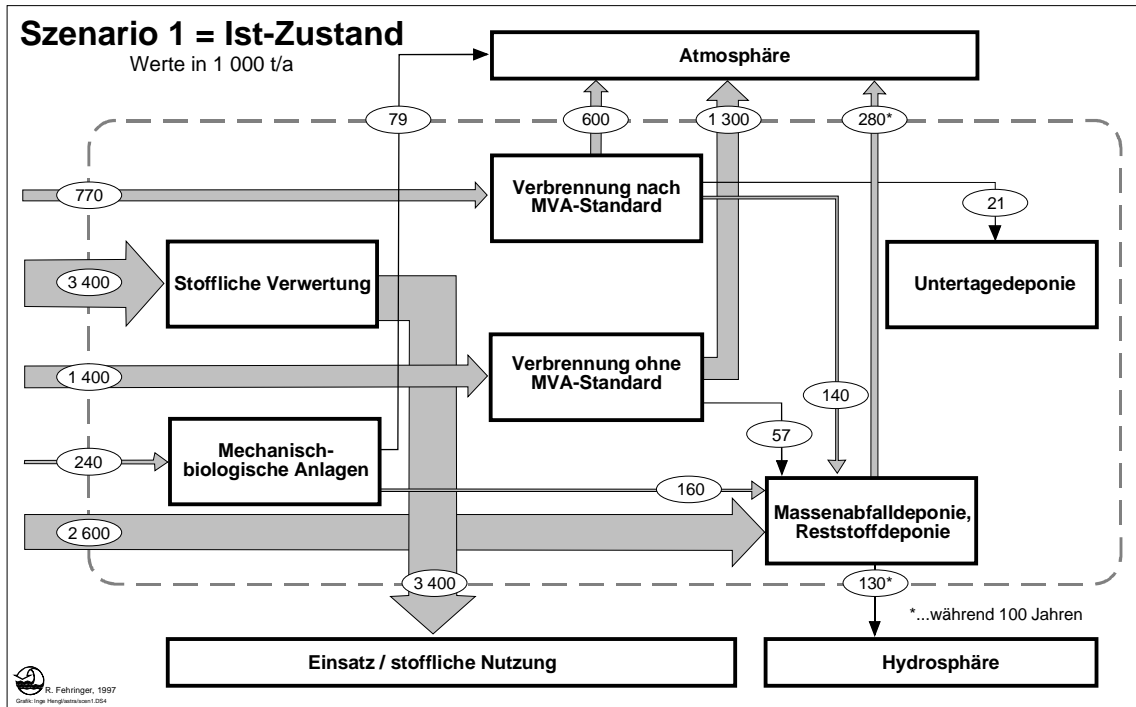


Abbildung 7: Güterbilanz für Szenario 1 (Ist-Zustand) in [1.000 t/a]

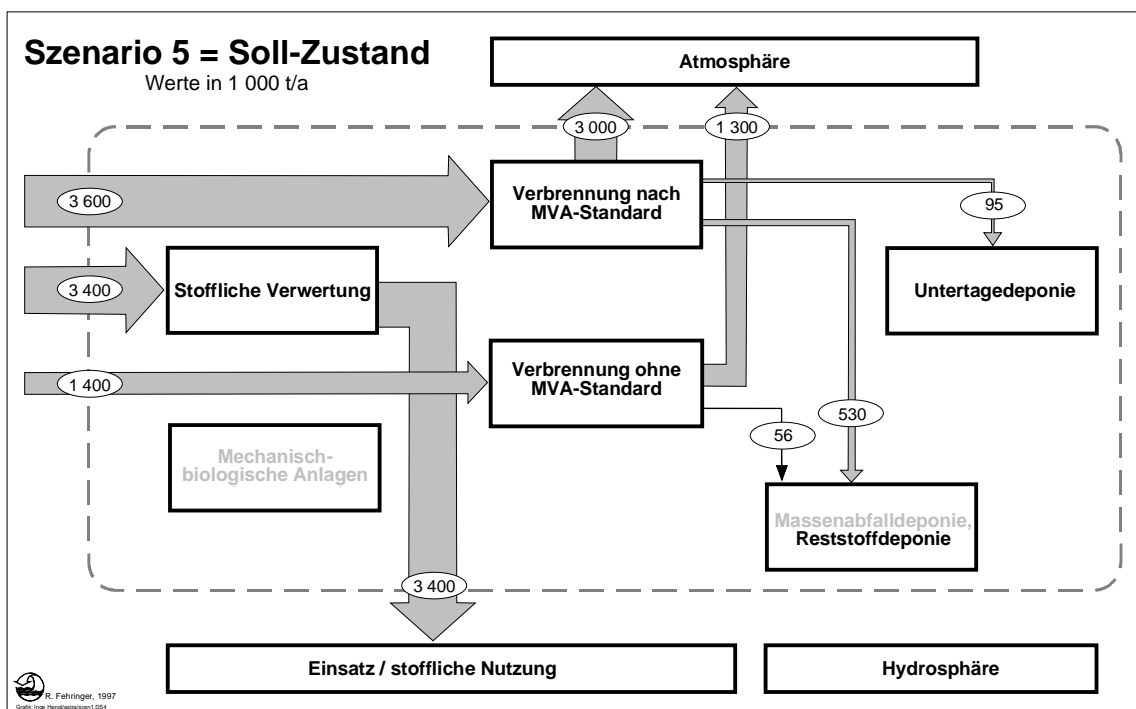


Abbildung 8: Güterbilanz für Szenario 5 (Soll-Zustand) in [1.000 t/a]



Tabelle 65: Aufteilung der Abfälle auf die Prozesse in den Szenarien

	"brennbare" Abfälle FS	Thermische Anlagen, welche die LRV-K Grenzwerte für MVA's einhalten			Thermische Anlagen, welche die LRV-K für MVA's nicht einhalten				
		MVA	Sonderabfallverbrennung	industrielle Verbrennung nach MVA-Standard	Holz-industrie	Papier-industrie	Zement-industrie	industrielle Verbrennung ohne MVA-Standard	Biomassefeuerung
1	8.500.000	500.000	74.000	196.000	615.000	523.000	95.000	71.000	100.000
1b	8.500.000	500.000	76.000	403.000	615.000	523.000	213.000	71.000	110.000
2a	8.500.000	1.285.000	76.000	403.000	615.000	523.000	213.000	71.000	110.000
2b	8.500.000	7.401.000	77.000	-	-	-	-	-	-
3a	8.500.000	500.000	76.000	403.000	615.000	523.000	213.000	71.000	110.000
3b	8.500.000	500.000	76.000	403.000	615.000	523.000	213.000	71.000	110.000
4a	8.500.000	500.000	76.000	403.000	615.000	523.000	213.000	71.000	110.000
4b	8.500.000	500.000	76.000	403.000	615.000	523.000	213.000	71.000	110.000
5	8.500.000	1.517.000	69.000	2.037.000	585.000	552.000	173.000	-	110.000

	"brennbare" Abfälle FS	stoffliche Verwertung, Nutzung	"Mechanisch - biologische" Anlagen			Sonstige Behandlung CPO, CPA, Export, Lager auf Zeit	direkte Deponierung
			Altstoffverwertung	Mechanisch-biologische Behandlung	Restmüll-splitting		
1	8.500.000	3.390.000	240.000	-	-	48.000	2.610.000
1b	8.500.000	3.380.000	-	220.000	-	4.000	2.346.000
2a	8.500.000	3.380.000	-	-	-	4.000	1.900.000
2b	8.500.000	980.000	-	-	-	-	-
3a	8.500.000	3.380.000	-	785.000	-	4.000	1.782.000
3b	8.500.000	3.380.000	-	785.000	-	4.000	1.782.000
4a	8.500.000	3.380.000	-	-	785.000	4.000	1.782.000
4b	8.500.000	3.380.000	-	-	785.000	4.000	1.782.000
5	8.500.000	3.420.000	-	-	-	-	-

Tabelle 66: Aufteilung der brennbaren Abfälle auf die Zielprozesse in den Szenarien

Szenario	Zielprozesse der brennbaren Abfälle						
	Einsatz / st. Nutzung	Atmosphäre	Hydrosphäre	Verbleib in Massenabfalldeponie	Verbleib in Reststoffdeponie	Verbleib in Untertage-deponie	Verbleib in obertägigen Deponien
	[t/a]	[t/a]	[t/a]	[t/a]	[t/a]	[t/a]	[t/a]
1	3.400.000	2.300.000	128.000	2.440.000	200.000	21.000	2.640.000
1b	3.400.000	2.600.000	110.000	2.100.000	240.000	32.000	2.340.000
2a	3.400.000	3.000.000	82.000	1.560.000	390.000	47.000	1.950.000
2b	1.000.000	6.700.000	92	0	650.000	86.000	650.000
3a	3.400.000	2.900.000	94.000	1.780.000	250.000	34.000	2.030.000
3b	3.400.000	2.900.000	94.000	1.780.000	240.000	28.000	2.020.000
4a	3.400.000	3.000.000	82.000	1.560.000	330.000	40.000	1.890.000
4b	3.500.000	3.000.000	82.000	1.560.000	330.000	28.000	1.890.000
5	3.400.000	4.400.000	82	0	590.000	95.000	590.000

Von den derzeit geplanten Anlagen gibt es mit Stand September 1997 für drei eine behördliche Genehmigung.

Tabelle 67: Geplante Anlagen mit behördlicher Genehmigung in Österreich (Quelle: Angaben der Auftraggeber)

Betreiber	BL	Durchsatz	Inbetriebnahme
ENAGES Energie- und Abfallverwertungs GmbH	St	max. 100.000	ab2000
ABRG Asamer - Becker Recycling GmbH	K	30.000	?
RVL-Reststoffverwertung Lenzing-Invest GmbH&CoKG	OÖ	250.000	1998
		ca. 380.000	



Berücksichtigt man die schon bestehenden Müllverbrennungsanlagen (500.000 t/a) im Ist-Zustand, ergibt sich für das Soll-Szenario (5) ein zusätzlicher Bedarf an Anlagen für Restmüll von rund 1 Mio. t/a. Für industrielle Anlagen nach MVA-Standard ergibt sich ein Bedarf von rund 2 Mio. t/a, geplant sind derzeit solche Anlagen mit einer Gesamtkapazität von ca. 380.000 t/a.

6.6 Stoffbilanz

Die folgenden Tabellen zeigen, wie sich die ausgewählten Stoffe bei den verschiedenen Szenarien auf die Zielprozesse aufteilen.

Die vollständigen Stoffbilanzen aller Szenarien befinden sich im *Anhang 6*.

Tabelle 68: Verteilung des Kohlenstoffes in den brennbaren Abfällen auf die Zielprozesse

Szenario	Zielprozesse von Kohlenstoff in den brennbaren Abfälle						
	Einsatz / st. Nutzung	Atmosphäre	Hydrosphäre	Verbleib in Massenabfall- deponie	Verbleib in Reststoff- deponie	Verbleib in Untertage- deponie	Verbleib in obertägigen Deponien
	[t/a]	[t/a]	[t/a]	[t/a]	[t/a]	[t/a]	[t/a]
1	1.400.000	860.000	4.500	710.000	6.200	200	720.000
1b	1.400.000	980.000	3.700	590.000	6.500	200	600.000
2a	1.400.000	1.060.000	3.200	500.000	8.400	300	510.000
2b	400.000	2.530.000	100	0	35.900	2.600	40.000
3a	1.400.000	1.040.000	3.300	520.000	6.800	300	530.000
3b	1.400.000	1.040.000	3.300	520.000	6.900	200	530.000
4a	1.400.000	1.060.000	3.200	500.000	7.000	300	510.000
4b	1.400.000	1.060.000	3.200	500.000	7.100	200	510.000
5	1.400.000	1.550.000	0	0	11.200	1.000	10.000

Tabelle 69: Verteilung des Stickstoffes in den brennbaren Abfällen auf die Zielprozesse

Szenario	Zielprozesse von Stickstoff in den brennbaren Abfälle						
	Einsatz / st. Nutzung	Atmosphäre	Hydrosphäre	Verbleib in Massenabfall- deponie	Verbleib in Reststoff- deponie	Verbleib in Untertage- deponie	Verbleib in obertägigen Deponien
	[t/a]	[t/a]	[t/a]	[t/a]	[t/a]	[t/a]	[t/a]
1	12.000	1.300	2.300	33.000	140	0	30.000
1b	12.000	1.500	2.100	30.000	150	31	30.000
2a	12.000	1.600	1.900	27.000	200	31	30.000
2b	1.000	400	0	0	810	58	0
3a	12.000	1.500	2.000	29.000	160	39	30.000
3b	12.000	2.200	2.000	29.000	170	27	30.000
4a	12.000	1.600	1.900	27.000	170	50	30.000
4b	12.000	2.900	1.900	27.000	190	27	30.000
5	12.000	1.400	0	0	350	210	0



Tabelle 70: Verteilung des Schwefels in den brennbaren Abfällen auf die Zielprozesse

Szenario	Zielprozesse von Schwefel in den brennbaren Abfälle						
	Einsatz / st. Nutzung	Atmosphäre	Hydrosphäre	Verbleib in Massenabfall- deponie	Verbleib in Reststoff- deponie	Verbleib in Untertage- deponie	Verbleib in obertägigen Deponien
	[t/a]	[t/a]	[t/a]	[t/a]	[t/a]	[t/a]	[t/a]
1	3.200	250	150	8.100	1.200	700	10.000
1b	3.600	220	210	7.000	1.500	1.000	10.000
2a	3.600	230	340	5.300	2.400	1.800	10.000
2b	1.400	80	980	0	6.000	5.100	10.000
3a	3.600	230	290	5.900	2.000	1.500	10.000
3b	4.400	450	170	5.900	1.800	800	10.000
4a	3.600	230	340	5.300	2.300	1.800	10.000
4b	4.700	550	170	5.300	2.000	800	10.000
5	3.300	210	800	0	5.000	4.400	10.000

Tabelle 71: Verteilung des Chlors in den brennbaren Abfällen auf die Zielprozesse

Szenario	Zielprozesse von Chlor in den brennbaren Abfälle						
	Einsatz / st. Nutzung	Atmosphäre	Hydrosphäre	Verbleib in Massenabfall- deponie	Verbleib in Reststoff- deponie	Verbleib in Untertage- deponie	Verbleib in obertägigen Deponien
	[t/a]	[t/a]	[t/a]	[t/a]	[t/a]	[t/a]	[t/a]
1	3.000	330	3.500	20.000	500	1.100	20.000
1b	3.000	320	4.600	18.000	700	2.000	20.000
2a	3.000	310	6.300	14.000	1.100	3.400	20.000
2b	1.300	60	14.400	0	2.700	9.800	0
3a	3.000	310	5.700	16.000	800	3.000	20.000
3b	4.500	550	3.900	16.000	2.100	1.700	20.000
4a	3.000	310	6.300	14.000	800	3.600	10.000
4b	5.200	640	3.700	14.000	2.700	1.700	20.000
5	2.400	80	13.900	0	1.900	10.000	0

Tabelle 72: Verteilung des Cadmiums in den brennbaren Abfällen auf die Zielprozesse

Szenario	Zielprozesse von Cadmium in den brennbaren Abfälle						
	Einsatz / st. Nutzung	Atmosphäre	Hydrosphäre	Verbleib in Massenabfall- deponie	Verbleib in Reststoff- deponie	Verbleib in Untertage- deponie	Verbleib in obertägigen Deponien
	[t/a]	[t/a]	[t/a]	[t/a]	[t/a]	[t/a]	[t/a]
1	3,4	0,29	0,01	29	0,9	3,7	30
1b	3,5	0,31	0,01	26	1,3	5,9	27
2a	3,5	0,31	0,01	21	1,5	10,2	23
2b	0,2	0,02	0,04	0	2,9	33,8	3
3a	3,5	0,34	0,01	23	1,8	8,7	25
3b	5,7	0,68	0,01	23	3,3	4,7	26
4a	3,5	0,31	0,01	21	2,0	9,7	23
4b	6,3	0,73	0,01	21	3,8	4,7	25
5	2,4	0,13	0,03	0	4,7	29,7	5



Tabelle 73: Verteilung des Quecksilbers in den brennbaren Abfällen auf die Zielprozesse

Szenario	Zielprozesse von Quecksilber in den brennbaren Abfälle						
	Einsatz / st. Nutzung	Atmosphäre	Hydrosphäre	Verbleib in Massenabfall- deponie	Verbleib in Reststoff- deponie	Verbleib in Untertage- deponie	Verbleib in obertägigen Deponien
	[t/a]	[t/a]	[t/a]	[t/a]	[t/a]	[t/a]	[t/a]
1	0,67	0,18	0,001	2,2	0,17	0,8	2,3
1b	0,72	0,24	0,001	1,8	0,17	1,1	2,0
2a	0,72	0,25	0,002	1,0	0,21	1,9	1,2
2b	0,05	0,05	0,004	0,0	0,16	3,7	0,2
3a	0,72	0,25	0,002	1,4	0,17	1,4	1,6
3b	0,83	0,45	0,001	1,4	0,34	0,9	1,8
4a	0,72	0,25	0,002	1,0	0,18	1,9	1,1
4b	0,94	0,66	0,001	1,0	0,51	0,9	1,5
5	0,76	0,25	0,003	0,0	0,23	2,8	0,2

Tabelle 74: Verteilung des Bleis in den brennbaren Abfällen auf die Zielprozesse

Szenario	Zielprozesse von Blei in den brennbaren Abfälle						
	Einsatz / st. Nutzung	Atmosphäre	Hydrosphäre	Verbleib in Massenabfall- deponie	Verbleib in Reststoff- deponie	Verbleib in Untertage- deponie	Verbleib in obertägigen Deponien
	[t/a]	[t/a]	[t/a]	[t/a]	[t/a]	[t/a]	[t/a]
1	110	10	0,4	1.110	260	80	1.400
1b	130	10	0,5	980	290	160	1.300
2a	130	10	0,9	610	600	220	1.200
2b	30	0	1,6	0	1.150	400	1.200
3a	130	10	0,7	800	340	300	1.100
3b	250	11	0,4	800	400	110	1.200
4a	130	10	0,9	610	380	440	1.000
4b	350	12	0,4	610	500	110	1.100
5	120	1	1,4	0	780	660	800

Tabelle 75: Verteilung des Zinks in den brennbaren Abfällen auf die Zielprozesse

Szenario	Zielprozesse von Zink in den brennbaren Abfälle						
	Einsatz / st. Nutzung	Atmosphäre	Hydrosphäre	Verbleib in Massenabfall- deponie	Verbleib in Reststoff- deponie	Verbleib in Untertage- deponie	Verbleib in obertägigen Deponien
	[t/a]	[t/a]	[t/a]	[t/a]	[t/a]	[t/a]	[t/a]
1	790	35	1,3	2.100	310	280	2.400
1b	870	35	1,4	1.900	380	350	2.300
2a	870	35	1,7	1.400	600	650	2.000
2b	180	1	3,4	0	1.440	1.910	1.400
3a	870	35	1,5	1.700	470	450	2.200
3b	1.000	38	1,2	1.700	470	310	2.200
4a	870	35	1,7	1.400	630	620	2.000
4b	1.160	42	1,1	1.400	630	310	2.000
5	550	11	2,9	0	1.410	1.570	1.400

6.7 Energiebilanz

6.7.1 Gesamtenergetischer Input der brennbaren Abfälle

In Anhang 7 sind der untere, wasserfreie Heizwert $H_{U,wf}$, der untere, feuchte Heizwert $H_{U,f}$ und der mit dem Massenstrom ermittelte Energieinput eines jeden Gutes dargestellt. Mit Hilfe der ermittelten Heizwerte und der Massenströme der Güter errechnet sich ein Gesamtenergie-



potential des brennbaren Abfalles von 113 Mio. GJ/a. Unter Berücksichtigung der Gesamtmasse brennbarer Abfälle von 8,5 Mio. t/a liegt der durchschnittliche untere, feuchte Heizwert bei 13.400 kJ/kg. Die Aufteilung des Energieinputes auf die verschiedenen Prozesse der Szenarien ist im Anhang 7 dargestellt.

6.7.2 Nutzungsgrade der einzelnen Prozesse

6.7.2.1 Müllverbrennungsanlage (MVA)

Wesentliche Aspekte der energetischen Betrachtung der Restmüllverbrennung stellen die Art der Energiegewinnung und der Energieabgabe nach außen dar. Es ist Stand der Technik, daß über eine Kraft-Wärme-Kopplung zumindest der elektrische Eigenbedarf gedeckt und thermische Energie (in Form von Prozeßwärme oder Fernwärme) während der gesamten Betriebszeit nach außen abgegeben werden kann. Die Tabelle 76 zeigt eine Zusammenstellung der Nutzungsgrade der Restmüllverbrennung verschiedener Autoren.

Tabelle 76: Nutzungsgrade von Müllverbrennungsanlage

	η_1 [%]	η_2 [%]	η_3 [%]	η_4 [%]
[1]	15	11	75	71
[2]		17-19		75-80
[3]	24	21	74	71
[4]		15-20		45-60

- η_1 Bruttonutzungsgrad bei reiner Verstromung
- η_2 Nettonutzungsgrad bei reiner Verstromung und Berücksichtigung des Eigenbedarfes
- η_3 Bruttonutzungsgrad bei Verstromung und Fernwärmeabgabe
- η_4 Nettonutzungsgrad bei Verstromung, Fernwärmeabgabe und Eigenbedarf
- [1] Berechnung anhand von Daten aus [PeroTech, 1996]
- [2] persönliche Mitteilung der AVN (η_4 : dabei ist $\eta_2 = 9-11$ %)
- [3] ABB-Folie, maximale Werte (η_3, η_4 nur für Eigenstromabdeckung)
- [4] [Wiemer, K., Kern, M., 1995]

Wie aus obiger Tabelle zu erkennen ist, trägt die Fernwärmeauskopplung maßgebend zur Erhöhung des Nettonutzungsgrades der Müllverbrennung bei. Eine optimale Nutzung ist jedoch an eine ganzjährige Wärmeabgabe gebunden. Der elektrische Nettonutzungsgrad moderner Anlagen liegt bei reiner Verstromung bei etwa 20 %. Für hauptsächlich Fernwärmebetrieb mit Eigenstromproduktion liegt der Nettonutzungsgrad bei etwa 70-80 %.

In dieser Studie wird für den MVA - Prozeß ein Gesamtnettonutzungsgrad von 70 % angenommen, der gleichzeitig dem thermischen Nettonutzungsgrad entspricht. Dieser Ansatz entspricht etwa den Betriebsdaten der MVA - Spittelau und beinhaltet, daß der Standort einer Müllverbrennungsanlage eine optimale ganzjährige Prozeß- bzw. Fernwärmeabgabe ermöglicht. Eine reine Verstromung ist aufgrund der niedrigen Dampfparameter energetisch nicht optimal.



6.7.2.2 Sonderabfallverbrennungsanlage

Die Anlage der Entsorgungsbetriebe Simmering ist in ihrer Größenordnung die einzige in Österreich. Die im Energietrakt erzeugte Strommenge dient zur Versorgung des Eigenbedarfs der thermischen Verwertung. Weiters wird Heißwasser, das in das Fernwärmenetz der Stadt Wien eingespeist wird, erzeugt. Für den Gesamtnettonutzungsgrad, der dem thermischen Nettonutzungsgrad entspricht wird in Anlehnung an die Müllverbrennungsanlage ein Wert von 70 % angesetzt.

6.7.2.3 Industrielle Verbrennung nach MVA-Standard

Die angenommene Technologie ist ein Wirbelschichtkessel mit Kraft-Wärme-Kopplung zur Erzeugung von elektrischer Energie und von Prozeßdampf. Der Gesamtnettonutzungsgrad wird mit 80 % angenommen, wobei davon 17 % für den elektrischen Nettonutzungsgrad entfallen und die restlichen 63 % als Prozeßwärme verwendet werden.

6.7.2.4 Holzindustrie

In der Holzverarbeitenden Industrie und in der Sägeindustrie werden hauptsächlich Unterschub-, Rost-, Einblasfeuerungen und zur Zeit eine Wirbelschicht verwendet. Die Unternehmen der Holzindustrie verwenden die erzeugte Wärme fast ausschließlich innerbetrieblich, in einem Verhältnis von 65 % Raumwärme zu 35 % Prozeßwärme. Der Einsatz von Kraft-Wärme-Kopplung erfolgt nur in sehr geringem Ausmaß. Der durchschnittliche Kesselwirkungsgrad liegt bei ca. 80 %, wobei der Kesselwirkungsgrad der Wirbelschichtanlage (33 MW mittlere Brennstoffwärmeleistung) mit 87 % angeführt wird [Baburek, 1995]. Als Berechnungsgrundlage für den Gesamtnettonutzungsgrad dient mit der Annahme, daß der Eigenenergiebedarf etwa 1 - 2 % beträgt, ein Wert von 80 % mit der oben angeführten Aufteilung für Raum- und Prozeßwärme.

6.7.2.5 Zellstoff- und Papierindustrie

In der Zellstoff- und in der Papierindustrie kommen fast ausschließlich Kraft-Wärme-Kopplungen zur Erzeugung des für die verschiedenen Prozesse erforderlichen Stromes und Dampfes zum Einsatz. In [Pilz, 1996] wird ein mittlerer Nettonutzungsgrad von 61 %, mit einem elektrischen Anteil von 29 % angeführt. (Maximaler Wert für kombinierte Gas-Dampfturbinenanlagen mit einem Gesamtnutzungsgrad von 74 % und einem elektrischen Anteil von 37 %). In der österreichischen Papier- und Zellstoffindustrie kommen für die thermische Verwertung der Reststoffe ausschließlich stationäre und extern zirkulierende Wirbelschichtkessel mit einer Leistung von 15 MW_{th} - 133 MW_{th} zum Einsatz [Mayerhofer et al., 1996]. Der mittlere Kesselwirkungsgrad liegt aufgrund der Verwendung von Wirbelschichtanlagen sehr hoch, bei 88 %. Die erzeugte Energie wird zu 55 % als Prozeßwärme und zu 45 % als elektrischer Strom verwendet [Baburek, 1995], wobei der für die Raumwärme verwendete Anteil verschwindend klein ist und daher vernachlässigt wird. Als Berechnungsbasis dient ein Gesamtnettonutzungsgrad von 61 %, mit einer Aufteilung von 45 % für Strom und 55 % für Prozeßwärme.



6.7.2.6 Zementindustrie

In der Zementindustrie kommen in Österreich hauptsächlich das Trockenverfahren mit Zyklonvorwärmung zum Einsatz. Der thermische Wirkungsgrad zum Brennen von Zementklinker wird wesentlich durch die Abgastemperatur, der Rohmehlfeuchte, sowie durch die bei der Kühlung des gebrannten Klinkers zurückgewonnene Wärme beeinflusst. Den günstigsten Energieverbrauch haben Trockenöfen mit Zyklonvorwärmung und Kalzinator.

Der spezifische Wärmeverbrauch der österreichischen Zementindustrie betrug 1991 3.460 MJ/t Klinker. Dies ergibt mit dem theoretischen Wärmeverbrauch von 1.750 MJ/t einen thermischen Wirkungsgrad von 51 %. Unter der Annahme, daß etwa 90 % der Energie für das Brennen verbraucht werden, ergibt dies einen thermischen Wirkungsgrad von ca. 56 % [Reiter & Stroh, 1995]. Im Kombinationsbetrieb (Nutzung des Energieinhaltes des Ofenabgases zur Rohmehltrocknung) erhöht sich der thermische Wirkungsgrad auf ca. 66 %. Dieser Wert wird für die Berechnung herangezogen.

6.7.2.7 Industrielle Verbrennung ohne MVA-Standard

Gemäß der Beschreibung dieses Prozesses im Kapitel 6.3.4.1 handelt es sich hierbei um Kessel geringerer Leistung. Es wird angenommen, daß diese ausschließlich für Heizzwecke mit einem thermischen Nettonutzungsgrad von 80 % eingesetzt werden.

6.7.2.8 Biomassefeuerungen

Für die Biomassefeuerungen werden Rostfeuerungen, Unterschubfeuerungen und Einblasfeuerungen verwendet. Die erzeugte Energie wird in Nahwärmeversorgungsnetze eingespeist und dient der Raumwärmeversorgung. Der durchschnittliche Kesselwirkungsgrad liegt bei etwa 85 %, ohne Berücksichtigung der Verluste durch das Wärmenetz und den erforderlichen elektrischen Energieverbrauch für die Pumpen. [Baburek, 1995]. Unter der Berücksichtigung von Eigenstromverbrauch wird ein thermischer Nettonutzungsgrad von 80 % angenommen. Die Verluste durch das Wärmenetz werden wie bei der Müllverbrennungsanlage nicht berücksichtigt.

6.7.2.9 Altstoffverwertung

Die Altstoffverwertung wird energetisch für die thermische Verwertung als Verlust angesehen, das heißt, es wird nicht berücksichtigt, daß die stoffliche Verwertung eines Abfalles energetisch sinnvoller sein kann, als die thermische.

6.7.2.10 Mechanisch-biologische Behandlung

Der brennbare Abfall, der in die mechanisch - biologische Behandlung geht, wird ebenfalls als Verlust für die thermische Verwertung angesehen. Es wird keine zusätzliche Energie für diese Abfallbehandlung in Rechnung gestellt. Diese Betrachtungsweise ist nicht korrekt und benachteiligt damit alle Prozesse der thermischen Verwertung. Zur Abschätzung des Fehlerpotentials dient folgende Annahme: Unter Verwendung des Eigenstrombedarfes des Restmüllsplittings (siehe Punkt 6.7.2.11) von 25 kWh/t Restmüll ergibt sich ein spezifischer Ener-



giebedarf von 225 kJ/kg Restmüll (Faktor 2,5 für die Umrechnung von elektrischer Energie in Primärenergie). Bei einem Heizwert von 9.000 kJ/kg Restmüll stellt somit der Eigenenergieverbrauch 2,5 % dar. Der Energieinput, der in die mechanisch - biologische Behandlung geht (nur in Szenario 1) beträgt ca. 2.000.000 GJ/a und der 2,5 %-ige Eigenenergieverbrauch errechnet sich daraus mit 50.000 GJ/a. Bezogen auf den Gesamtenergieinput aller brennbaren Abfälle stellen die 50.000 GJ/a weniger als 0,05 % dar und können aus diesem Grund ohne Einfluß auf das Gesamtergebnis vernachlässigt werden.

6.7.2.11 Restmüllsplitting

Die aus dem Restmüllsplitting anfallende Leichtfraktion wird je nach Szenario in unterschiedlichen Prozessen mit den dafür angegebenen Nettonutzungsgraden thermisch verwertet. Der untere Heizwert für heizwertreiche Fraktionen des Restmülls für Fraktionen > 80 mm liegt zwischen 14.000 - 18.000 kJ/kg (bei 30 - 50 Gew.-% des Restmülls) [Fricke, K., et al. 1996]. Für Berechnungen in dieser Studie wird ein unterer Heizwert von 15.000 kJ/kg für die hochkalorische Leichtfraktion angesetzt, wobei 34 Gew.-% des Restmülls als solche anfallen. Der Eigenstrombedarf von MBA - Anlagen liegt nach [Zeschmar-Lahl & Lahl, 1996] je nach Abluftreinigung und Anlagenoptimierung zwischen 20 bis 30 kWh/t und wird im Gegensatz zur mechanisch - biologischen Behandlung bei der thermischen Nutzung berücksichtigt (Mittelwert 25 kWh/t), da der Gesamtenergieinput in das Restmüllsplitting in Szenario 3a und 3b um den Faktor 10 höher liegt und damit das Fehlerpotential entsprechend größer wäre.

6.7.2.12 Behandlung nach Herhof

Die thermische Verwertung des Trockenstabilates erfolgt ebenfalls abhängig vom Szenario in verschiedenen Prozessen. Es ist jedoch zu berücksichtigen, daß für die Trocknung des Stabilates auf einen Wassergehalt unter 15 Gew.-% ein Energieaufwand von 50 kWh/t Restmüll erforderlich ist und dieser Energieaufwand bei der thermischen Verwertung in Abzug gestellt werden muß. [Zeschmar-Lahl & Lahl, 1996]. Etwa 64 Gew.-% des Restmülls, der in den Prozeß Herhof geht, werden thermisch genutzt. Bei einer Heizwertsteigerung des Mischstabilates von 30 % gegenüber dem Restmüll ergibt sich ein Heizwert von etwa 11.700 kJ/kg für das Mischstabilat [Wiemer & Kern, 1995].

6.7.2.13 CPO, CPA, BVE, Export, Lager auf Zeit

Wird wie die Mechanisch - biologische Behandlung Kapitel 6.7.2.10. behandelt

6.7.2.14 Deponie

Die brennbaren Abfälle, die einer Deponie zugeführt werden, stellen einen Verlust für die thermische Verwertung dar. Es wird angenommen, daß die durch Deponiegasverwertung erzeugte Energie zur Abdeckung des Energiebedarfes einer nachhaltigen Deponieversorgung ausreicht und daher keine zusätzliche Energie notwendig ist. Der Gesamtnettonutzungsgrad der Deponie wird daher mit 0 % angesetzt.



6.7.2.15 Zusammenstellung der Nettonutzungsgrade der verschiedenen Prozesse

Tabelle 77: Zusammenstellung der für die Berechnung verwendeten Gesamtnettonutzungsgrade, der thermischen Nettonutzungsgrade und der elektrischen Nettonutzungsgrade der verschiedenen Prozesse

Prozeß	Gesamtnettonutzungsgrad	thermischer Nettonutzungsgrad	elektrischer Nettonutzungsgrad
	η_{ges} [%]	η_{th} [%]	η_{el} [%]
Müllverbrennungsanlage	70	70	0
Sondermüllverbrennung	70	70	0
Industrielle Verbrennung nach MVA-Standard	80	63	17
Holzindustrie	80	80	0
Zellstoff- und Papierindustrie	61	33,5	27,5
Zementindustrie	66	66	0
Industrielle Verbrennung ohne MVA-Standard	80	80	0
Biomassefeuerung	80	80	0

6.7.3 Energetischer Gesamtwirkungsgrad der verschiedenen Szenarien

Die Veranschaulichung des Gesamtwirkungsgrades der verschiedenen Szenarien erfolgt mit Hilfe von Energieflußdiagrammen. Es wird dabei eine stark vereinfachte Darstellung gewählt, das heißt, die 14 Prozesse eines Szenarios werden zusammengefaßt in die Prozesse der thermischen Nutzung und der thermischen Nicht - Nutzung, wobei in der thermischen Nicht - Nutzung der Anteil, der stofflich genutzt wird, gesondert ausgewiesen wurde. Weiters wird die thermische und elektrische Nutzenergie zusammengefaßt dargestellt. In Tabelle 78 sind die Anteile der Energieströme prozentuell dargestellt. Alle Prozentangaben beziehen sich dabei auf den Gesamtenergieinput.

Tabelle 78: Prozentuelle Darstellung der Energieströme in den Szenarien

Szenario		1	1b	2a	2b	3a	3b	4a	4b	5
Energieinput	[%]	100	100	100	100	100	100	100	100	100
thermisch nicht genutzt	[%]	79	73	68	12	70	70	69	69	45
stoffliches Potential	[%]	45	45	45	12	45	45	45	45	45
thermisch genutzt	[%]	21	27	32	88	30	30	31	31	55
elektr. Nutzenergie	[%]	1	2	2	0	2	2	2	2	5
therm. Nutzenergie	[%]	14	18	22	62	19	20	20	21	36
gesamte Nutzenergie	[%]	15	20	24	62	21	22	22	23	41

Der im Diagramm als Verlust bezeichnete Energiestrom stellt die bei der Energieumwandlung auftretenden Verluste der Prozesse dar. Im Anhang 7 sind die für die Energieflußdiagramme zugrunde liegenden Berechnungen ausführlich angegeben. Abbildung 9 zeigt die



Energieflußdiagramme der verschiedenen Szenarien. Der energetische Gesamtwirkungsgrad ist darin gleichbedeutend der Nutzenergie, die aus dem Gesamtenergieinput gewonnen wird.

Die Beurteilung der Szenarien nach dem energetischen Gesamtwirkungsgrad zeigt auf, wieviel Energie des Inputs genutzt wird. Beim direkten Vergleich der Szenarien muß berücksichtigt werden, daß elektrische und thermische Nutzenergie gleichwertig behandelt werden. Zur energetisch objektiven Beurteilung dient daher ein zusätzliches Kriterium, welches im nächsten Abschnitt 6.7.4 beschrieben wurde.

6.7.4 Substitutionspotential an fossilen Energieträgern

Das Substitutionspotential an fossilen Energieträgern setzt sich aus zwei Bereichen zusammen. Einerseits wird bei allen industriellen thermischen Prozessen durch den Einsatz von brennbaren Abfällen energieäquivalent Primärenergie substituiert. Andererseits werden in den Prozessen (MVA, Sondermüllverbrennung, Biomassefeuerung), die Energie in Form von Strom bzw. Prozeß- und Fernwärme an einen Abnehmer abgeben, auch diese Energieformen substituiert. Für die Ermittlung des Einsparungspotentiales der drei oben genannten Prozesse wird daher mit den in Punkt 4.2.2.2.2 angeführten Vergleichsprozessen auf die zur dieselben Strom- bzw. Wärmemengenproduktion notwendigen Primärenergie rückgerechnet. Im Anhang 7 sind die Substitutionspotentiale der einzelnen Prozesse dargestellt.

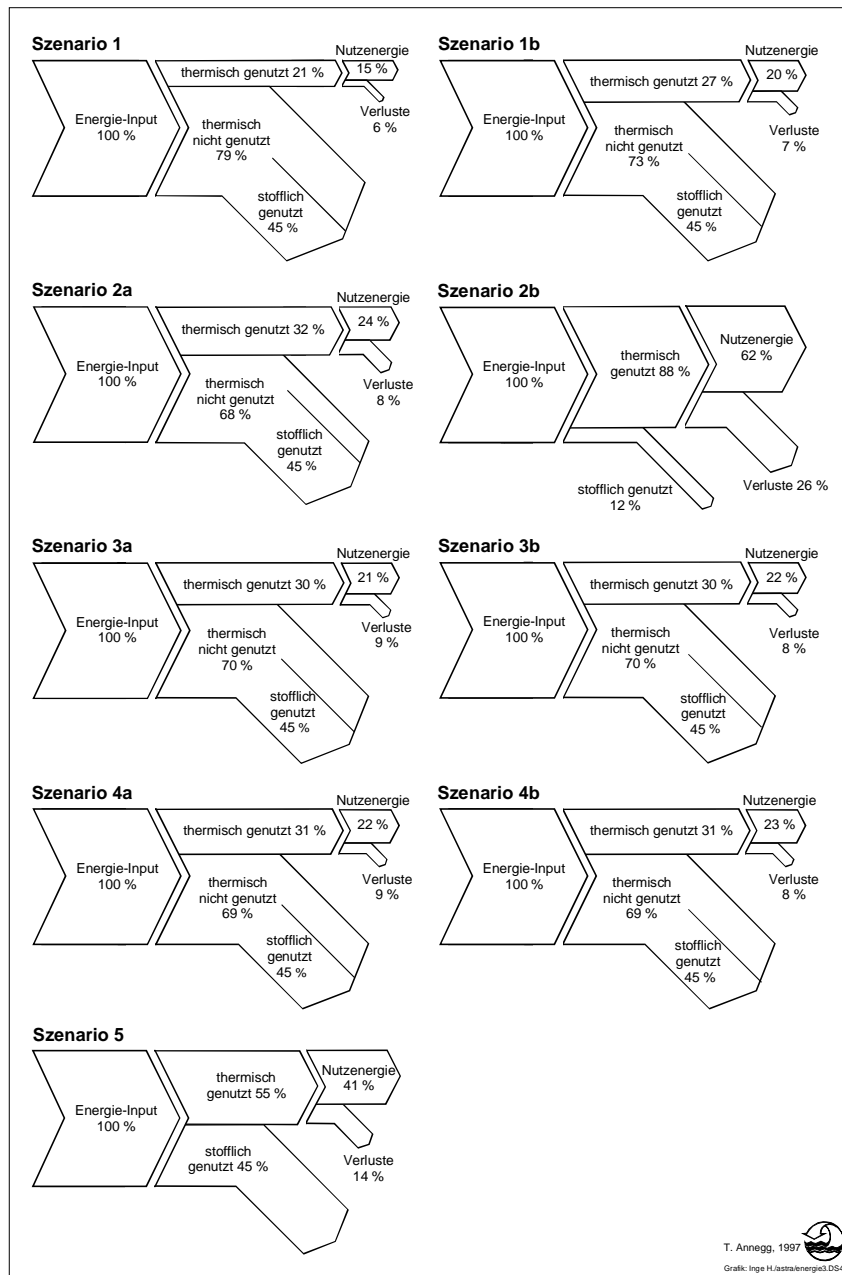


Abbildung 9: Energieflußdiagramme der einzelnen Szenarien

Die Abbildung 10 zeigt die, durch den Einsatz von Abfallbrennstoffen, substituierte Heizölmenge pro Jahr für die unterschiedlichen Szenarien. Die ungleiche Ausgangslage des Energieinputes, der einer thermischen Nutzung in den Szenarien zur Verfügung steht, wird versucht zu kompensieren, indem der Energieinhalt der brennbaren Abfälle, die in die Altstoffverwertung gehen, im Diagramm zur substituierten Heizölmenge addiert werden. Diese Vorgehensweise ermöglicht eine Betrachtung der Szenarien, bei der sowohl die stoffliche Verwertung als auch die unterschiedlichen Energieformen der Nutzenergie berücksichtigt werden und damit eine objektive Beurteilung gestattet. Als Kriterium wird daher die Summe aus dem Substitutionspotential durch die thermische Verwertung und dem Energiepotential der stofflichen Verwertung verwendet.

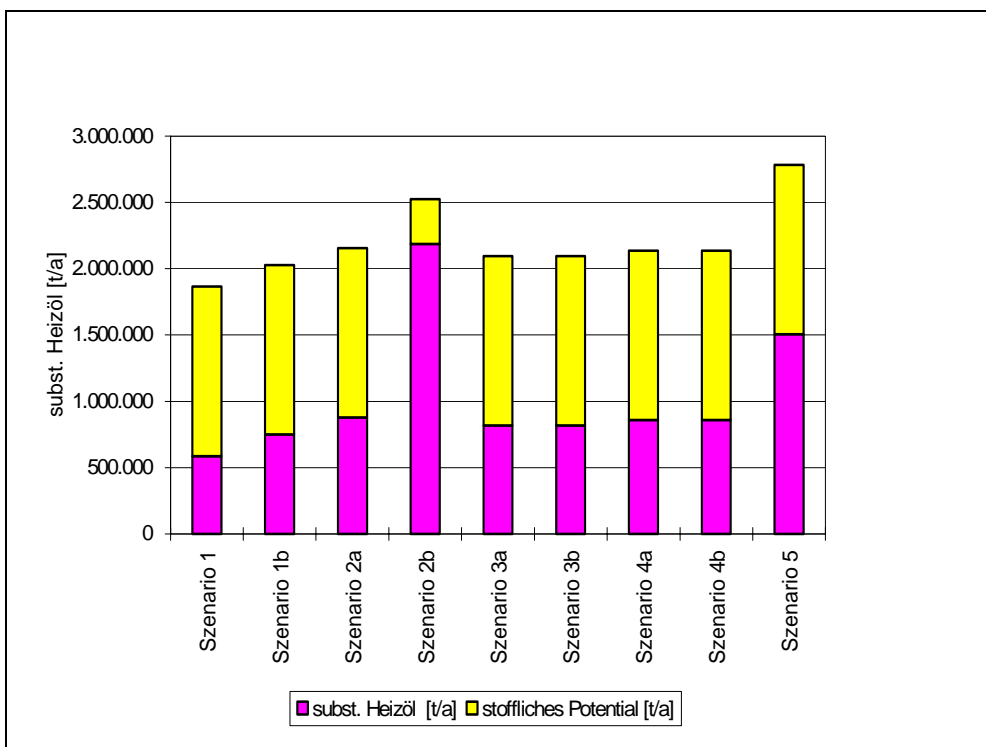


Abbildung 10: Substituierte Heizölmenge der verschiedenen Szenarien unter Berücksichtigung des Energiepotentials der stofflichen Verwertung

Bezieht man die substituierte Heizölmenge auf den Gesamtenergieinput ohne dem Energiepotential der stofflichen Verwertung, so ergibt dies die in Tabelle 79 ermittelte Energienutzungseffizienz.

Tabelle 79: Energienutzungseffizienz berechnet aus der substituierten Heizölmenge bezogen auf den, um das stoffliche Potential verminderten, Gesamtenergieinput

Szenario		1	1b	2a	2b	3a	3b	4a	4b	5
Gesamtenergieinput(1)	[1.000 t/a]	2.837	2.837	2.837	2.837	2.837	2.837	2.837	2.837	2.837
stoffliches Potential(1)	[1.000 t/a]	1.279	1.276	1.276	337	1.276	1.276	1.276	1.276	1.277
subst. Heizöl(1)	[1.000 t/a]	587	750	878	2.187	819	819	859	859	1.505
Energienutzungseffizienz	[%]	38	48	56	88	53	53	55	55	97

(1) Angaben in Tonnen Heizöl schwer mit einem Heizwert von 40 MJ/kg

Die Energienutzungseffizienz sagt aus, wie effizient die für die thermische Nutzung zur Verfügung stehende Energiemenge in einem Szenario genutzt wird. Negative Auswirkungen auf die Energienutzungseffizienz haben niedrige Nutzungsgrade der Prozesse und hohe Güterströme, die auf die Deponie gehen. In Abbildung 11 ist die Energienutzungseffizienz für die unterschiedlichen Szenarien nochmals graphisch dargestellt.

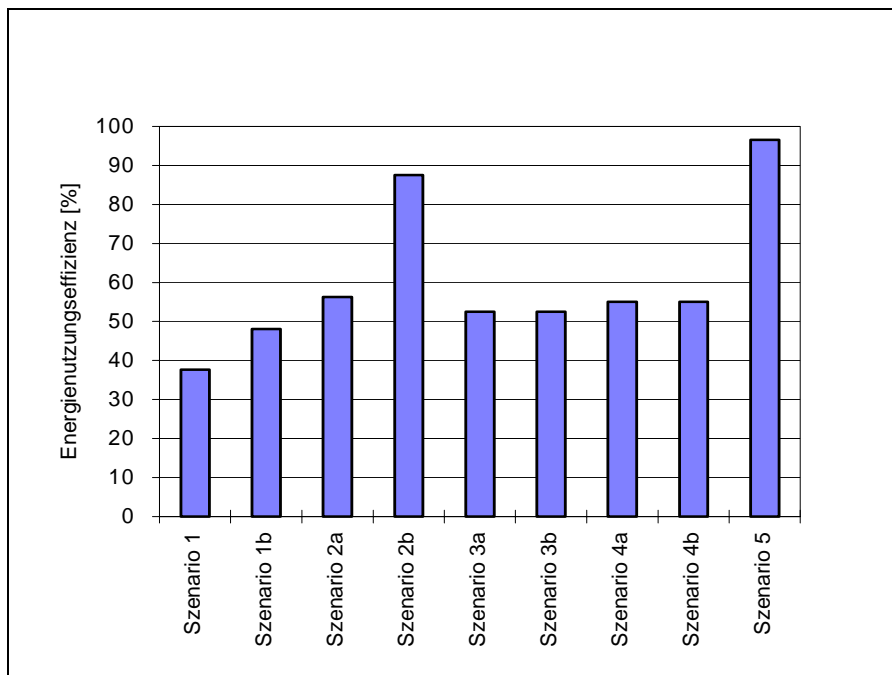


Abbildung 11: Effizienz der Energienutzung berechnet aus dem Substitutionspotential bezogen auf den um das Energiepotential der stofflichen Verwertung verminderten Gesamtenergieinput

6.8 Kostenermittlung der verschiedenen Szenarien

Im Vordergrund dieser Studie stehen Fragen des Umweltschutzes und der Ressourcennutzung. Trotzdem werden auch die Kosten der verschiedenen Szenarien untersucht, da diese in der Praxis meist von ausschlaggebender Bedeutung sind. Der vorliegende Kostenteil ist erheblich weniger detailliert als die entsprechenden Kapitel über Emissionen und Ressourcen. Das Ziel besteht darin, einen groben Überblick über die Kosten der verschiedenen Szenarien zu gewinnen, um abschätzen zu können, inwiefern dieser Aspekt die einzelnen Szenarien voneinander unterscheidet. Das Hauptproblem bei der Erstellung dieses Kapitels sind die Angaben über die Kosten der einzelnen Verfahren, die je nach Autor und Quelle stark schwanken können. Es wird versucht, bezüglich aller Verfahren diejenigen Kosten objektiv zu ermitteln, die zukünftig zu erwarten sind. In der Regel werden weder die teuersten noch die günstigsten Kosten berücksichtigt, sondern aufgrund der Literatur, Hersteller- und Betreiberangaben „realistische“ Werte ausgewählt. Jedenfalls sind für Entscheidungen bezüglich einer Anlage standortbezogene Erhebungen notwendig, da einzelne Faktoren wie Investitionskosten, Nutzungsdauer, Auslastungsgrad über die Zeit, Erlöse für Energie und Produkte sowie Zinssatz je nach Standort stark schwanken können.



6.8.1 Sammlung & Transport

Über Sammlung & Transport von Restmüll liegen mehrere Kostenangaben für Österreich vor:

- Steiermark 1995: 1.030 öS/t [Jägerhuber, 1997]
- Niederösterreich 1992: 1.021 öS/t [Köppl & Pichl, 1994]
- Kärnten 1990: 1.084 öS/t [ARGE Abfallverwertung und Entsorgung Kärnten, 1994]
- Gemeinde Schlägl 1995: 810 öS/t [Moser, 1997]
- Wien 8. Bezirk 1994: 630-730 öS/t in Abhängigkeit von der Entsorgungsfrequenz [Vogel, 1994]

Als Rechnungsbasis für die Kosten für Sammlung & Transport von Restmüll wird in der vorliegenden Studie ein Durchschnittswert von 900 öS/t benutzt. Die Kosten für die separate Sammlung von Altpapier werden ebenfalls mit 900 öS/t angenommen. Die Kosten für die separate Sammlung von Kunststoffverpackungen werden von Stark [1997] 3 bis 7 mal so hoch angenommen. Daraus errechnen sich durchschnittliche Kosten von 4.500 öS/t.

Abfälle für die kein eigenes Sammelsystem benötigt wird (z.B. industrielle Abfälle und Klärschlamm) werden zu 200 öS/t transportiert.

6.8.2 Zwischentransporte

Für Transporte zwischen verschiedenen Anlagen oder Behandlungsverfahren werden aufgrund von Literaturangaben [Amt der Tiroler Landesregierung, 1995], [Bilitewski, 1997] die Kosten mit 200 öS/t angenommen.

6.8.3 Müllverbrennungsanlagen

Die Abschätzungen für die Investitionskosten einer Müllverbrennungsanlage sind in der Abbildung 12 zusammengefaßt (Investitionskosten öS/t Jahresdurchsatz). Als Modellanlage für diese Studie wird eine Anlage mit einer Kapazität von 200.000 t/a angenommen. Für eine Anlage mit dieser Kapazität sind Investitionskosten von rund öS 2 Mrd. notwendig.

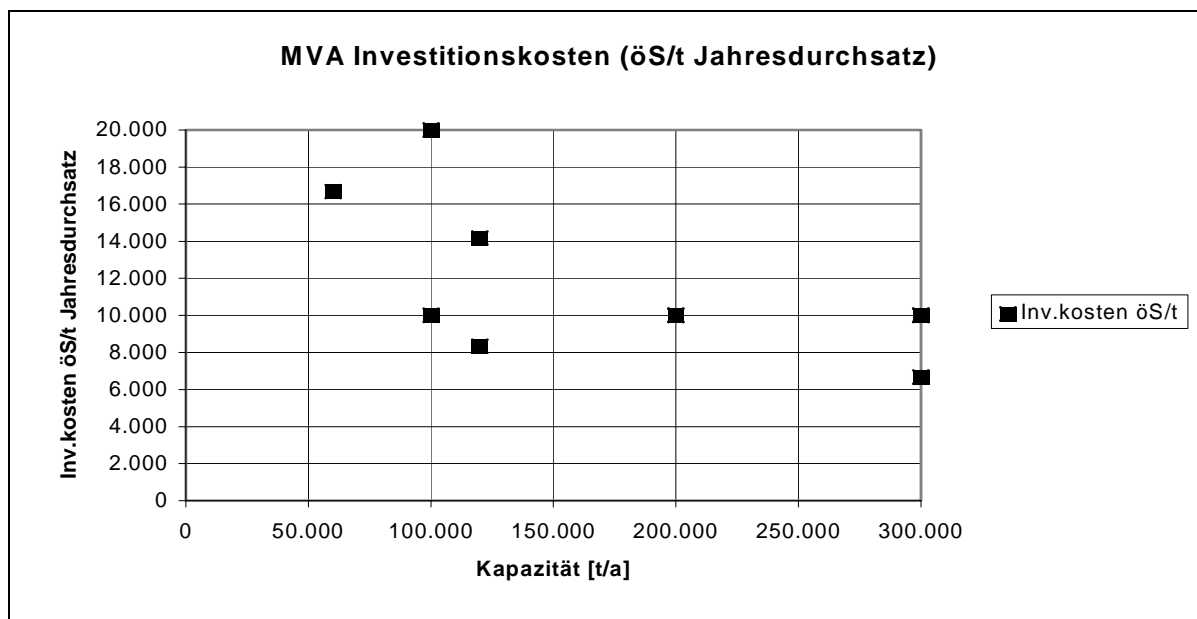


Abbildung 12: Investitionskosten der Müllverbrennungsanlage als Funktion der Anlagenkapazität

Eine Investition von öS 2 Mrd. ergibt bei einer Nutzungsdauer von 20 Jahren und einem Zinssatz von 8 % Jahreskosten von 1.020 öS/t.

In der Studie *“Anlagenbedarf zur thermischen Behandlung und Verwertung von Abfällen”* des BMfU [GCG, 1996] werden Jahreskosten für Müllverbrennungsanlagen mit unterschiedlichen Kapazitäten angegeben. Die Betriebskosten ohne Reststoffentsorgungskosten betragen in den verschiedenen Varianten ca. 60 % der Investitionskosten. Auch in anderen Kostenermittlungen von Müllverbrennungsanlagen ist der Anteil der Betriebskosten verglichen mit den Investitionskosten auf dem selben Niveau. In einer schweizer Studie des BUWAL *“Kostenstruktur schweizerischer Kehrichtverbrennungsanlagen”* [BUWAL, 1996] wird der Anteil der Betriebskosten (inkl. Energieerträge, ohne Reststoffentsorgung) bezogen auf die Anlagengröße folgendermaßen dargestellt:

- Mittelwert großer Anlagen (Kapazität 180.000 - 210.000 t/a): 60 %
- Mittelwert mittlerer Anlagen (60.000 - 100.000 t/a): 55 %
- Mittelwert aller Anlagen: 56 %

Die hier verwendete Modellanlage mit einer Kapazität von 200.000 t/a gehört also zu den großen Anlagen in dieser Darstellung der schweizer Studie. In der vorliegenden Studie werden für die Modellanlage die Betriebskosten mit 60 % der Investitionskosten angenommen. Das gibt Betriebskosten in der Modellanlage von 620 öS/t. Die Behandlungskosten ohne Reststoffentsorgungskosten ergeben demnach zu 1.640 öS/t. Dieser Wert wird als Rechnungsbasis für die Szenarien benutzt.



Bezüglich der Kosten der Müllverbrennung wird eine Sensitivitätsanalyse durchgeführt (siehe Tabelle 80). Folgende Variablen werden variiert (Zinssatz +/- 2 Prozenteinheiten, andere Variablen +/- 20 % der Rechnungsbasis):

- Investitionskosten 1,6 - 2,4 Mrd. öS (Varianten 1 und 2)
- Zinssatz 6 - 10 % (Varianten 3 und 4)
- Nutzungsdauer 16 - 24 Jahre (Varianten 5 und 6)
- Betriebskosten in Prozent der Investitionskosten 48 - 72 % (Varianten 7 und 8)

Tabelle 80: Sensitivitätsanalyse bezüglich der Behandlungskosten (Betriebskosten sind inkl. Energieerträge, ohne Reststoffentsorgung) einer Müllverbrennungsanlage, in [öS/t]

Anlage mit einer Kapazität von 200.000 t/a			
	Rechnungsbasis für		
	die Szenarien	minimum	maximum
Investitionskosten, Mrd. öS	2	1,6	2,4
Zinssatz, %	8	6	10
Nutzungsdauer, a	20	24	16
Investitionskosten, öS/t	1.020	637	1.534
Betriebskosten, % der Investitionskosten	60	48	72
Betriebskosten, öS/t	612	306	1.104
Behandlungskosten insgesamt, öS/t	1.632	943	2.638

	1	2	3	4
Investitionskosten, Mrd. öS	1,6	2,4	2	2
Zinssatz, %	8	8	6	10
Nutzungsdauer, a	20	20	20	20
Investitionskosten, öS/t	815	1.222	872	1.175
Betriebskosten, in % der Investitionskosten	60	60	60	60
Betriebskosten, öS/t	489	733	523	705
Behandlungskosten insgesamt., öS/t	1.304	1.955	1.395	1.880

	5	6	7	8
Investitionskosten, Mrd. öS	2	2	2	2
Zinssatz, %	8	8	8	8
Nutzungsdauer, a	16	24	20	20
Investitionskosten, öS/t	1.130	950	1.020	1.020
Betriebskosten, in % der Investitionskosten	60	60	48	72
Betriebskosten, öS/t	678	570	490	734
Behandlungskosten insgesamt., öS/t	1.808	1.520	1.510	1.754



Die gesamten Behandlungskosten in den Variationen schwanken zwischen 1.300 öS/t und 1.960 öS/t (d.h. +/- 20 %). Aufgrund dieser Sensitivitätsanalyse kann gesagt werden, daß die Investitionskosten den größten Einfluß auf die Behandlungskosten haben, da die Spitzenwerte in den beiden Varianten entstehen, wo die Investitionskosten variiert werden. In der Sensitivitätsanalyse werden auch jene Varianten gerechnet, in denen alle obengenannten Variablen gleichzeitig minimal bzw. maximal gesetzt werden. Diese Analyse gab einen Schwankungsbereich von 940 öS/t bis 2.640 öS/t.

In der Literatur gibt es mehrere Angaben über Behandlungskosten der Müllverbrennungsanlagen bezogen auf die Anlagengröße. Als Beispiel ist in Abbildung 13 die Darstellung von [Fichtner, 1996] angeführt. Aus dieser Darstellung ergeben sich für Anlagen mit einer Kapazität von 200.000 t/a Behandlungskosten von 2.550 - 3.450 öS/t (inkl. Reststoffentsorgung). Der Unterschied zwischen dieser Darstellung und der in der vorliegenden Studie angenommenen Abschätzung von 1.640 öS/t (ohne Reststoffentsorgung; mit Reststoffentsorgung ca. 2.250 öS/t) ist mit den höheren Investitionskosten (öS 3 Mrd. für eine Anlage mit einer Kapazität von 200.000 t/a) in der zitierten Studie zu erklären.

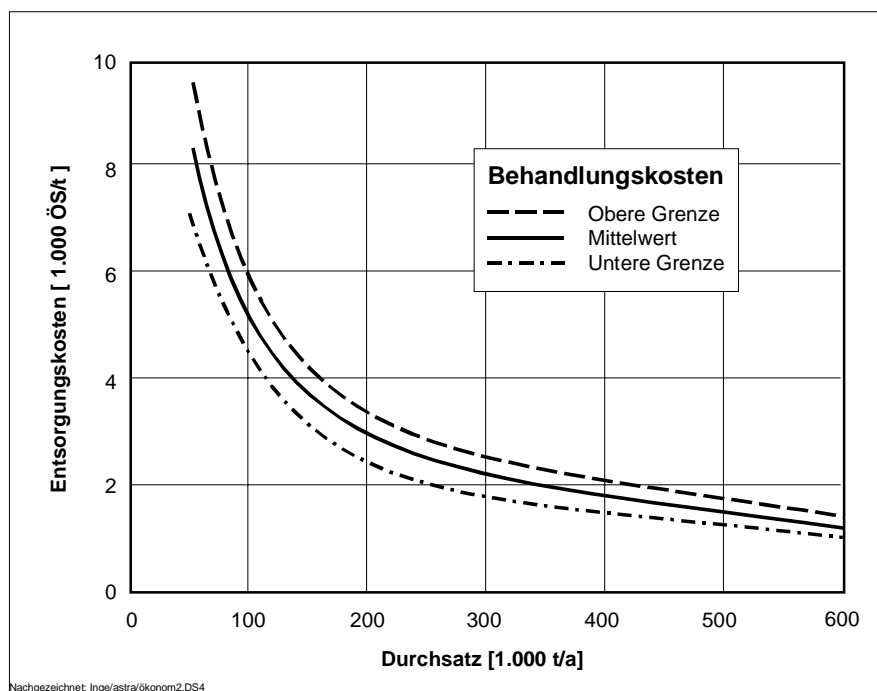


Abbildung 13: Behandlungskosten inklusive Reststoffentsorgungskosten einer Müllverbrennungsanlage in Abhängigkeit der Kapazität (nach Fichtner, 1996)

Die große Spannweite in den Behandlungskosten von Müllverbrennungsanlagen ist auch durch große Schwankungen in der Auslastung der Anlagen zu erklären:

„Aus den fixen und variablen Kosten ergeben sich Behandlungskosten, die für vorhandene Anlagen (verschiedene Verfahrenstechniken mit Kapazitäten von 100.000 bis 400.000 t/a) zwischen 200 - 500 DM/t schwanken. In Ausnahmefällen werden Behandlungskosten bis zu 800 DM/t genannt, was jedoch ursächlich durch die fehlende Auslastung der Anlagen bedingt ist. [Keller-Reinspach, 1996] Durch den Anteil der Fixkosten von bis zu 85 % wirken sich



Teilauslastungen deutlich auf die Behandlungskosten aus. Bei der beispielhaften Betrachtung einer Anlage von 150.000 t/a bedeutet bereits eine nur 80 %-ige Auslastung der Anlage eine Steigerung der Behandlungskosten von 400 DM/t auf 500 DM/t. Es sind darum Lösungen gefordert, welche eine gleichmäßige Auslastung im Jahresgang ermöglichen.“ [Bilitewski, 1997]

6.8.4 Sonderabfallverbrennung

Laut [Köppl & Pichl, 1994] liegen die Preise für die Sonderabfallverbrennung in den Entsorgungsbetrieb Simmering (EbS) je nach Abfall zwischen 1.300 - 16.000 öS/t. In der zitierten Studie wird ein durchschnittlicher Tonnenpreis von 6.400 öS/t angegeben. Als Kosten der thermischen Sonderabfallbehandlung werden in der vorliegenden Studie 6.500 öS/t eingesetzt.

6.8.5 Industrielle Verbrennung nach MVA-Standard

Die Kosten der industriellen Verbrennung sind je nach Anlage und Verfahrenstechnik der Abfallbehandlung sehr unterschiedlich. Die Kosten für eine Anlage in Lenzing werden in [Kneissl et al., 1995] mit 1.500 - 1.800 öS/t bei einem Durchsatz von 150.000 t/a angegeben. In der Studie von [Fichtner, 1996] werden Angaben von 1.400 - 2.100 öS/t gemacht.

Allgemein kann gesagt werden, daß die industrielle Verbrennung im Vergleich zur Müllverbrennung günstiger ist, da die Synergieeffekte (geringere Investitionskosten durch wenigstens teilweise vorhandene Infrastruktur, Ersparnisse in Betriebskosten, Energiebedarf und Energiekosten) Kostenersparnisse in der Behandlung bedeuten.

Die Behandlungskosten in der industriellen Verbrennung nach MVA-Standard werden mit 1.500 öS/t angenommen.

6.8.6 Verbrennung ohne MVA-Standard

Für die Kosten aller Prozesse der industriellen Verbrennung ohne MVA-Standard³² konnten keine Angaben erhalten werden. Für diese Prozesse werden einheitlich Kosten von 500 öS/t angenommen.

Für eine genauere Abschätzung der Kosten müssen unter anderen folgende Aspekte berücksichtigt werden: Abfallbrennstoffe ersetzen fossile Energieträger und reduzieren somit die Kosten für den Zukauf von primären Brennstoffen. Durch die thermische Behandlung der Abfälle und die damit verbundene Volumensreduktion spart der Betrieb in der Regel Deponiekosten. Investitionskosten sind bei diesen Anlagen geringer, da aufwendige Rauchgasreinigungsanlagen fehlen und Synergieeffekte gut genutzt werden können. Demgegenüber ist jedoch mit einem erhöhten Betriebsrisiko (geringere Standzeiten von Anlagen) durch den Ein-

³² Holzindustrie, Zementindustrie, Papier- und Zellstoffindustrie, Biomassefeuerungen und sonstige



satz von Abfällen zu rechnen, die in der Regel schlechter zu verbrennen sind als Kohle oder Heizöl.

Oben stehende Annahme einheitlicher Kosten ist insofern zulässig, da der Anteil der brennbaren Abfälle, der in diesen Anlagen eingesetzt wird in den verschiedenen Szenarien kaum variiert und es daher zwischen den Szenarien nur zu absoluten, jedoch zu keinen relativen Verschiebungen in den Gesamtkosten kommt. Dies wird anhand einer Sensitivitätsanalyse mit prozeßspezifischen „realeren“ Kosten, die oben stehende Aspekte zum Teil berücksichtigen, gezeigt (vergl. Anhang 8).

6.8.7 Mechanisch-biologische Behandlung

[Doedens, 1997] unterteilt mechanisch-biologische Verfahren anhand ihrer Zielkonzepte:

1. Maximale Nutzung der biologischen Behandlung, mit weitgehendem mechanischem Aufschluß der Abfälle und Minimierung der für die thermische Behandlung ausgeschleusten Anteile.
2. Stoffspezifische Zuweisung der Abfallbestandteile, mit biologischer Behandlung der Feinfraktion und thermischer Behandlung der groben Leichtfraktion.
3. Nutzung der aeroben Rotte nur für eine biogene Trocknung über eine kurze Heißrotte mit einer thermischen Nachbehandlung des kompletten (getrockneten) Abfallstromes (“Stabilat”).

In der vorliegenden Studie werden deshalb die drei folgenden Konzepte der mechanisch-biologischen Behandlung berücksichtigt: Kompostierung, Restmüllsplitting und die sogenannte Übertrocknung nach dem Herhof-Verfahren.

In den Angaben über die Höhe der Kompostierungskosten (Konzept 1) sind relativ große Unterschiede in Abhängigkeit vom eingesetzten Verfahrens zu finden. Laut [Bilitewski, 1997] bewegen sich die Kosten der geschlossenen Kompostierung in einem Bereich von 80 bis 90 DM/t (560 - 630 öS/t). Laut [Vogel, 1992] ist mit Gesamtkosten bis 800 öS/t zu rechnen, wenn die Kompostierung in geschlossenen Rotteboxen stattfindet. In [Riezinger, 1997] wird eine detaillierte Kostenermittlung für einfache Kompostierungsanlagen in zwei konkreten Fällen durchgeführt. Die Ergebnisse gaben Tonnenpreise von 510 und 650 öS/t. Ein durchschnittlicher Preis von 600 öS/t wird in der vorliegenden Studie für die Szenarien benutzt.

Für eine Anlage in Lüneburg, welche Konzept 2 (d.h. Restmüllsplitting) entspricht, gibt [Doedens, 1997] die Behandlungskosten mit 100 DM/t (700 öS/t) an. In der Studie von [Fichtner, 1997] wird für Neuanlagen eine Abschätzung von 840 - 1.500 öS/t für die Behandlungskosten angegeben. In vorliegender Studie wird ein durchschnittlicher Wert von 1.000 öS/t benutzt.

Weil die erste Herhof-Anlage erst jetzt im Frühjahr 1997 in Betrieb genommen wird [Grünekleee et al., 1997], ist es nicht möglich, die tatsächlichen Betriebskosten einer solchen



Anlage einzusetzen. Der Anlagenhersteller hat abgeschätzt, daß die Behandlungskosten ca. 1.500 öS/t (215 DM/t) sein werden. Dieser Preis enthält aber schon die Reststoffentsorgungs- und Zwischentransportkosten, die in der vorliegenden Studie getrennt betrachtet werden. Aufgrund von Literaturangaben [Doedens, 1997, BMfU, 1992] werden als Kosten des Herhof-Verfahrens 800 öS/t angenommen.

In der folgenden Abbildung 14 ist die Darstellung von [Bilitewski, 1997] als Beispiel für die Behandlungskosten von mechanisch-biologischen Anlagen bezogen auf Anlagengröße und Technologie dargestellt.

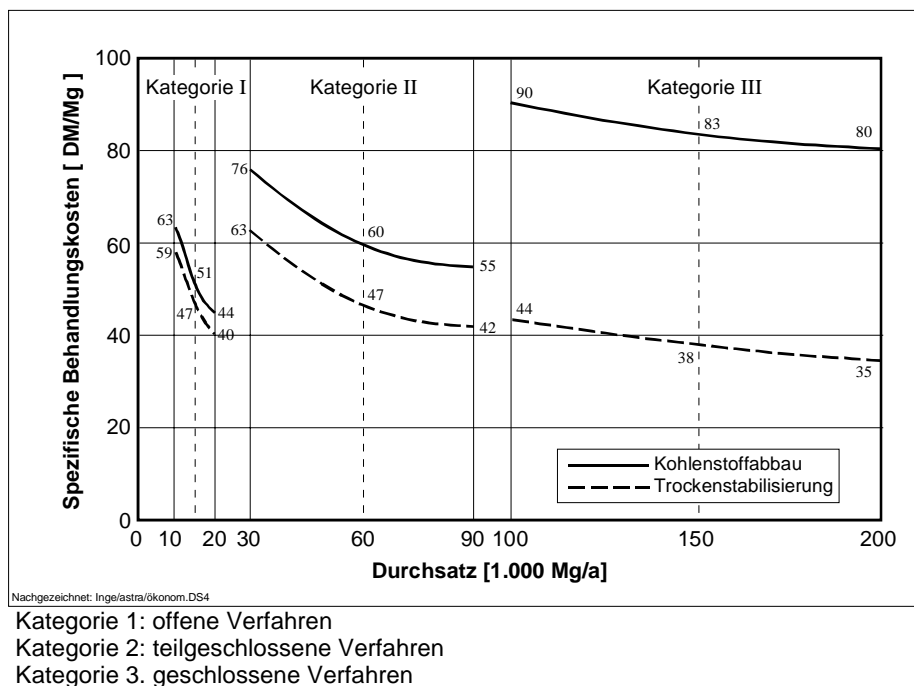


Abbildung 14: Behandlungskosten der MBA in Abhängigkeit von den gewählten Kategorien und der Zielsetzung, nach [Bilitewski, 1997]

6.8.8 Deponierung

Die Deponietypen sind laut Deponieverordnung [BGBl. 164/1996, 1996] folgenderweise festgelegt:

1. Bodenaushubdeponie
2. Baurestmassendeponie
3. Reststoffdeponie
4. Massenabfalldeponie

In dieser Studie werden die beiden ersten Deponietypen (Bodenaushub- und Baurestmassendeponie) aufgrund der Fragestellung nicht berücksichtigt.



In [Anzinger, 1995] wird eine detaillierte *Kostenermittlung* für Reaktordeponien (welche dem Begriff Massenabfalldeponie der neuen Deponieverordnung entspricht) und Endlagerdeponien durchgeführt. Für die Reaktordeponie gibt diese Studie die Kosten mit 1.350 öS/t an. Diese Kosten stimmen gut mit anderen Abschätzungen in anderen Studien [Amt der Tiroler Landesregierung, 1995], [ARGE Abfallverwertung und Entsorgung Kärnten, 1994] überein und werden deswegen als Berechnungsbasis für die *Kosten* der Massenabfalldeponie in dieser Studie benutzt.

In der Studie der Wirtschaftskammer Österreich [Buchinger, 1996] werden die *Deponiepreise* in Österreich für das Jahr 1996 zusammengefaßt. Aufgrund der Angaben dieser Studie werden die durchschnittlichen *Deponiepreise* für verschiedene Deponietypen in allen Bundesländern und ganz Österreich hochgerechnet. Die Unterschiede zwischen den Länder sind ziemlich groß: zum Beispiel für Massenabfalldeponien von 1.200 öS/t in Kärnten bis zu 3.300 öS/t in Wien (Bundesdurchschnitt 1.800 öS/t).

Für Reststoffdeponierung werden Kosten von 1.000 öS/t angenommen.

Die Preise der Untertagedeponierung (Entsorgung von Filterkuchen von Müllverbrennungsanlagen) erfuhren in letzter Zeit erhebliche Schwankungen. Laut [Vehlow, 1997] haben die Preise für Untertagedeponierung um ca. 500 DM/t (3.500 öS/t) gelegen, sie sind inzwischen jedoch auf ca. 250 DM/t (1.800 öS/t) gesunken. In Absprache mit dem Auftraggeber werden in dieser Studie für die Untertagedeponierung Kosten in der Höhe von 5.000 öS/t angenommen.

6.8.9 Vergleich der Kostenstellen

In Tabelle 81 sind die (Betriebs-)Kosten der verschiedenen Kostenstellen, die als Rechnungsbasis für die Kostenermittlung dienen, zusammengefaßt. Für die in der Literatur angegebenen Bandbreiten wird ein gewichteter Durchschnitt ermittelt.

Tabelle 81: (Betriebs-)Kosten für die verschiedenen Kostenstellen ³³

Kostenstelle	Kosten [öS/t]			Quelle
	durchschnittliche	minimum	maximum	
Sammlung und Transport von Restmüll	900	600	1.200	1, 2
Sammlung und Transport von Kunststoffen	4.500	2.700	6.300	11
Sammlung und Transport von Altpapier	900	600	1.200	11
Zwischentransporte	200	150	250	3
Müllverbrennungsanlage	1.640	1.300	2.000	4, 5
Sonderabfallverbrennung	6.500	3.000	10.000	1
Industrielle Verbrennung (nach MVA-Standard)	1.500	1.200	1.900	6
Verbrennungsanlagen ohne MVA-Standard	500	200	1.000	A
Mech.-biol. Behandlung	600	500	800	7
Restmüllsplitting	1.000	800	1.200	8
Herhof-Verfahren	800	800	1.000	8
Massenabfalldeponie	1.350	1.200	1.500	9
Reststoffdeponie	1.000	800	1.000	A
Untertagedeponie	5.000	3.000	7.000	10

Quellen:

- | | |
|--|-----------------------------|
| 1 Köppl & Pichl, 1994 | 6..... Riezinger, 1997 |
| 2 Jägerhuber, 1997 | 7..... Kneissl et al., 1995 |
| 3 Amt der Tiroler..., 1995 | 8..... Doedens, 1997 |
| 4 BMUJF, 1996 | 9..... Anzinger, 1995 |
| 5 BMUJF, 1992 | 10..... Vehlow, 1997 |
| 11 persönliche Mitteilung Herr Stark, GUA | |
| A Annahme, nach Absprache mit dem Auftraggeber | |

In Tabelle 82 sind die Kosten der verschiedenen Behandlungskombinationen einschließlich der Kosten für die Deponierung dargestellt. Die Berechnungen dazu befinden sich im Anhang 8.

Tabelle 82: Kosten verschieden Behandlungskombinationen inklusive Deponierung

Behandlungskombinationen von Restmüll inklusive Reststoffentsorgung	Kosten [öS/t]
Müllverbrennungsanlage	2.000
Industrielle Verbrennung nach MVA-Standard	1.700
Industrielle Verbrennung ohne MVA-Standard	500
Restmüllsplitting mit anschließender industrieller Verbrennung nach MVA-Standard	2.200
Restmüllsplitting mit anschließender industrieller Verbrennung ohne MVA-Standard	1.800
Herhof mit anschließender industrieller Verbrennung nach MVA-Standard	2.100
Herhof mit anschließender industrieller Verbrennung ohne MVA-Standard	1.400

In Anhang 8 sind die Berechnungen für die Kosten der verschiedenen Szenarien im Detail dargestellt.

³³ Die Behandlungskosten bestehen aus Investitions- und Betriebskosten. In den Behandlungskosten sind mögliche Erträge aus der Energiegewinnung berücksichtigt. Die Reststoffentsorgungskosten sind als separate Kostenstelle ausgewiesen und demnach nicht in den Betriebskosten inkludiert (siehe Kapitel 4.1.7).



7 Bewertung

7.1 Ökologische Bewertung

In diesem Kapitel finden sich die Ergebnisse der in Kapitel 4.2.2 beschriebenen Bewertungskriterien.

7.1.1 Kritisches Luftvolumen

Das kritische Luftvolumen wird mit Immissionsgrenzwerten und geogenen Referenzwerten berechnet. Obwohl sich auf den ersten Blick zwischen den beiden Ansätzen keine signifikanten Unterschiede zeigen ist dieses Vorgehen gerechtfertigt, weil die Berechnung nach Immissionsgrenzwerten extrem von NO_x dominiert wird. Der Ansatz mit geogenen Referenzwerten zeigt ein ausgeglicheneres Verhältnis zwischen den Stoffen (vergl. Anhang 9), das heißt: vor allem die Emissionen der Schwermetalle werden durch den geogenen Ansatz besser berücksichtigt. Ein Fehler bei der Einschätzung der Transferkoeffizienten für NO_x würde sich beim Ansatz mit Immissionsgrenzwerten sehr stark auswirken.

Die großen Streuungen in Abbildung 15 und Abbildung 16 beruhen auf der mangelnden Kenntnis über die Prozesse der industriellen Verbrennung ohne MVA-Standard und Biomassefeuerungen. Die Streuung in Abbildung 16 ist deshalb größer, da bei den geogenen Werten die Schwermetallemissionen stärker gewichtet sind und die Transferkoeffizienten für Schwermetalle aufgrund der Unsicherheit bei der Darstellung der Prozesse die größere Bandbreite aufweisen.

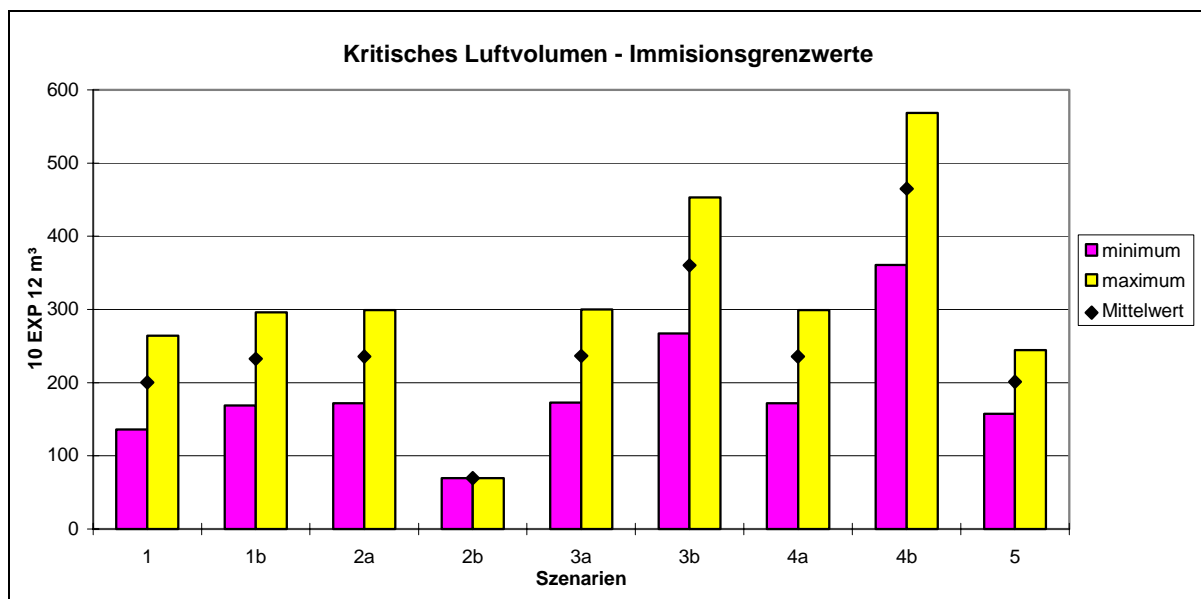


Abbildung 15: Kritisches Luftvolumen der Szenarien, berechnet nach Immissionsgrenzwerten

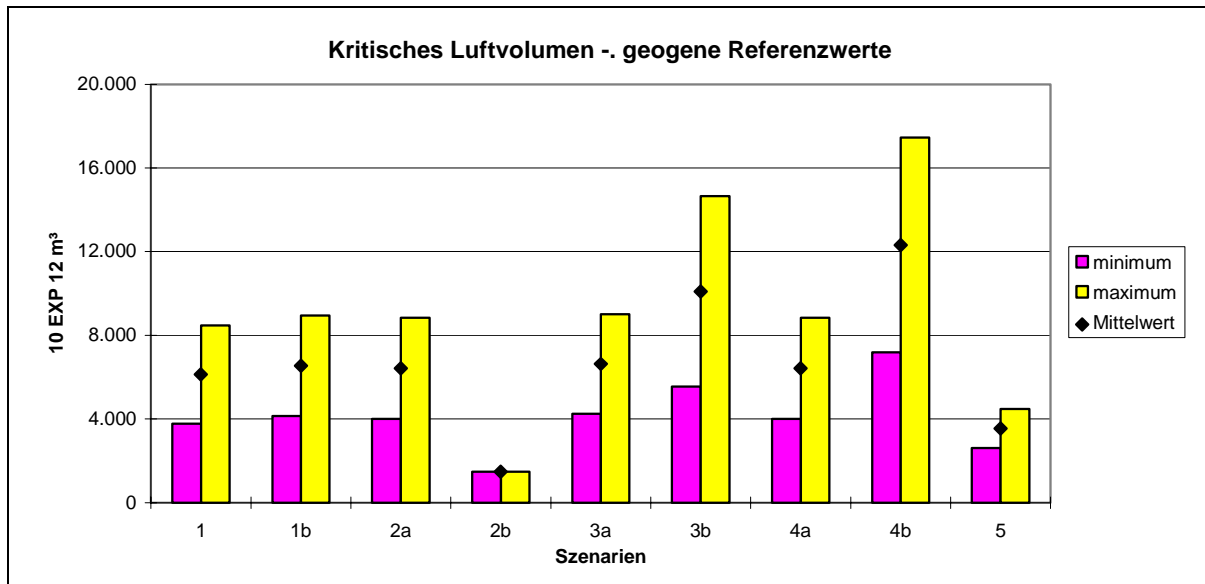


Abbildung 16: Kritisches Luftvolumen der Szenarien, berechnet nach geogenen Referenzwerten

Um die kritischen Luftvolumina der Szenarien besser einschätzen zu können, ist in der folgenden Abbildung 17 der Anteil der thermisch behandelten Abfälle für die Szenarien, einschließlich der Aufteilung auf Verbrennung mit und ohne MVA-Standard dargestellt.

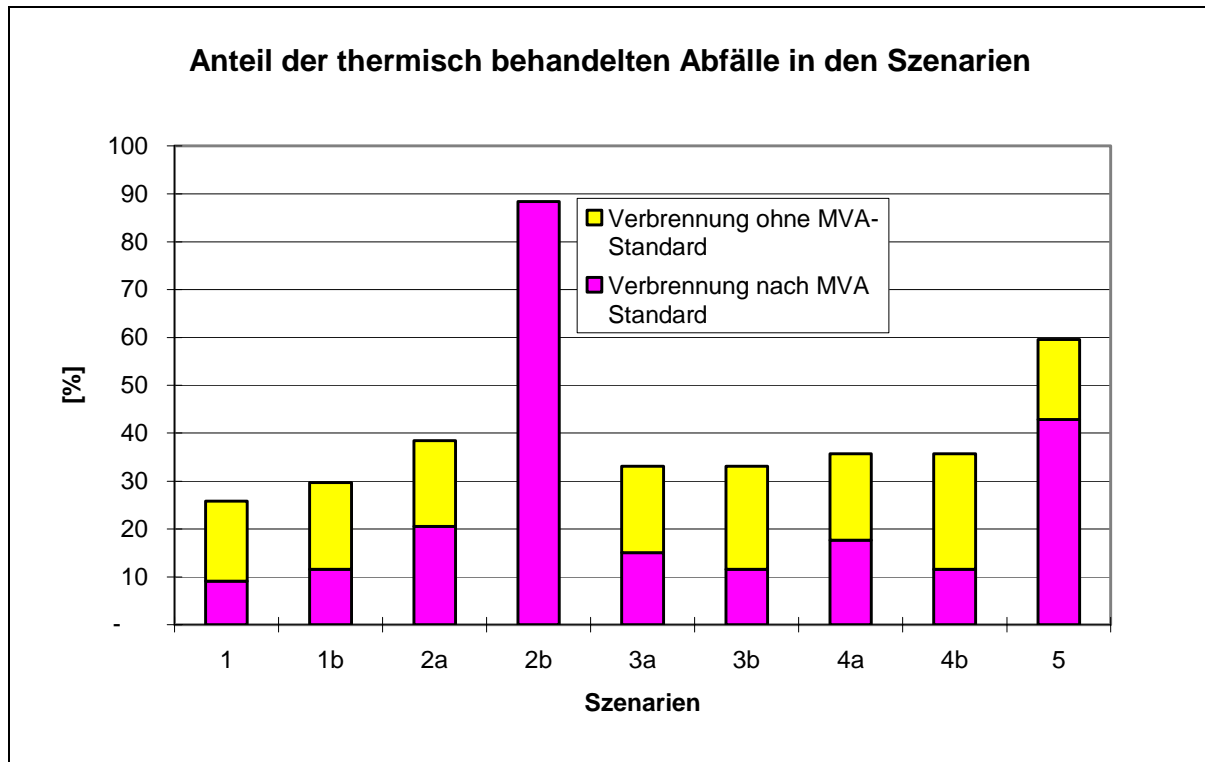


Abbildung 17: Anteil der thermisch behandelten Abfälle in den Szenarien in [%]



Szenario 2b stellt hinsichtlich Lufthygiene das optimale Szenario dar. Obwohl in diesem Szenario die größte Masse an Abfällen verbrannt wird (rund 90 %), sind die Emissionen in die Atmosphäre durch Abfallverbrennung am geringsten, weil Abfälle nur in modernen Müllverbrennungsanlagen verbrannt werden. Auf Grund der Datenlage läßt sich dieses Szenario auch am genauesten berechnen. Im Vergleich zum Ist-Zustand würde dieses Szenario das kritische Luftvolumen um das 2,8 bis 6 - fache reduzieren.

Die flächendeckende Restmüllverbrennung (Szenario 2a) bedeutet keine signifikante Änderung für dem Ist-Zustand (Szenario 1 bzw. 1b), obwohl zusätzlich 1 Mio. Tonne Restmüll in Müllverbrennungsanlagen verbrannt wird. Der Einsatz des Restmüllsplitting-Verfahrens bringt bezüglich der Lufthygiene keine merkbare Verbesserung (vergleiche Szenario 2a mit Szenario 3a).

Der Vergleich zwischen den Szenarien 3a und 3b bzw. 4a und 4b zeigt folgendes: Sollten Restmüllsplitting- bzw. Herhof-Verfahren zum Einsatz kommen, darf die thermische Fraktion nicht in industriellen Feuerungen ohne MVA-Standard eingesetzt werden. Vor allem das Produkt des Herhofverfahrens (trockener Restmüll) eignet sich nicht dazu (Szenario 4b). Bei gleichbleibender Masse an verbrannten Abfällen innerhalb von Szenario 3 und 4 (vergl. Abbildung 17) gibt es große Veränderungen in den kritischen Luftvolumina (vergl. Abbildung 16).

Im Szenario 5 wird rund 2,3 mal mehr als im Szenario 1 thermisch behandelt, das kritische Luftvolumen sinkt dabei um 43 %. Dies ist auf die bessere Aufteilung der Abfälle auf die thermischen Anlagen ohne MVA-Standard zurückzuführen, denn die Masse an nicht nach MVA-Standard verwerteten Abfällen bleibt gegenüber Szenario 1 gleich (vergl. Abbildung 17).

7.1.2 Schonung der Ressource Energie

7.1.2.1 Bewertung nach dem energetischen Gesamtwirkungsgrad der Szenarien

Die prozentuellen Werte der Nutzenergie in der folgenden Tabelle, die gleichzeitig den energetischen Gesamtwirkungsgrad der Szenarien darstellen, machen deutlich, daß die gewonnene Nutzenergie um so größer ist, je höher der Anteil am thermisch genutzten Energieinput ist. Folglich weist das Szenario 2b, in dem der brennbare Abfall fast gänzlich thermisch verwertet wird, den größten Gesamtwirkungsgrad auf.

Tabelle 83: Prozentuelle Darstellung der Energieflüsse der Szenarien

Szenario		1	1b	2a	2b	3a	3b	4a	4b	5
Energieinput	[%]	100	100	100	100	100	100	100	100	100
thermisch nicht genutzt	[%]	79	73	68	12	70	70	69	69	45
stoffliches Potential	[%]	45	45	45	12	45	45	45	45	45
thermisch genutzt	[%]	21	27	32	88	30	30	31	31	55
gesamte Nutzenergie	[%]	15	20	24	62	21	22	22	23	41



Die Schlußfolgerung, daß aus energetischer Sicht die thermische Verwertung und Behandlung des gesamten brennbaren Abfalles in der Müllverbrennungsanlage erfolgen soll, ist nicht zulässig, da bei dieser Beurteilung die unterschiedlichen Einsatzmassen für die thermische Verwertung einen Vergleich der Szenarien unmöglich machen und außerdem elektrische und thermische Nutzenergie als gleichwertig angesehen werden. Die gesamtenergetische Betrachtung dient zur Veranschaulichung der Energieflüsse innerhalb eines Szenarios und soll nur sekundär zur vergleichenden Beurteilung unterschiedlicher Szenarien verwendet werden.

7.1.2.2 Bewertung anhand des Substitutionspotentials an fossilen Energieträgern bzw. nach der Effizienz der Energienutzung

Szenario 2b weist das größte Substitutionspotential an Heizöl auf, gefolgt von Szenario 5. Unter Berücksichtigung des Energiepotentials des Abfalles, der in die Altstoffverwertung geht und somit erhalten bleibt, wird ein aus energetischer Sicht objektiver Vergleich der verschiedenen Szenarien möglich. Bei dieser Betrachtungsweise stellt sich Szenario 5 als das energetisch sinnvollere dar, da trotz der geringeren Substitution an Heizöl gegenüber 2b noch ein erhebliches Energiepotential in der stofflichen Verwertung liegt, das in Szenario 2b fast vollständig thermisch genutzt wird. Diese Tatsache wird auch bei der Betrachtung der Effizienz der Energienutzung in Tabelle 84 deutlich.

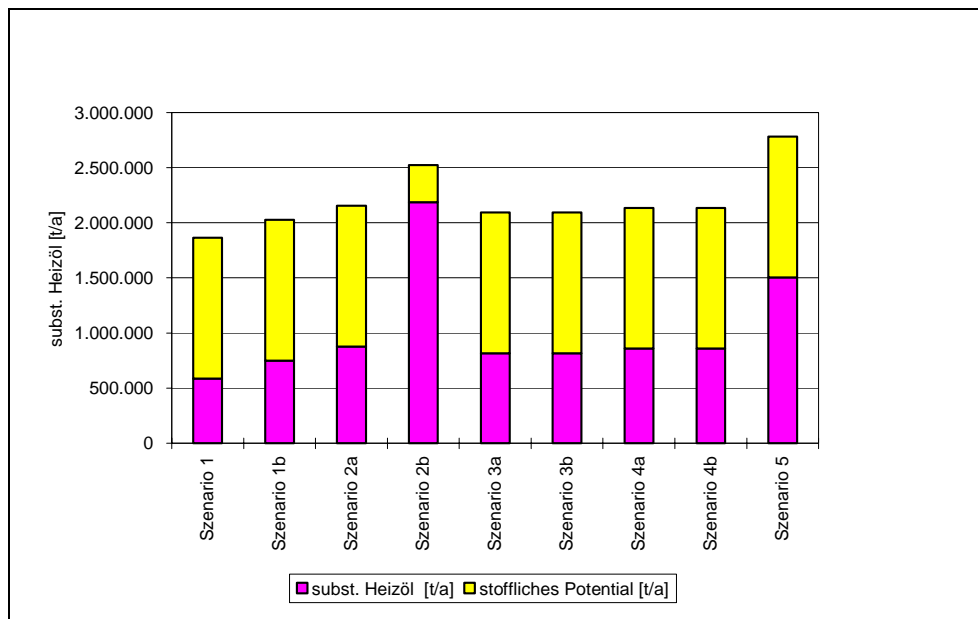


Abbildung 18: Substituierte Heizölmenge der verschiedenen Szenarien unter Berücksichtigung des Energiepotentials der stofflichen Verwertung



Tabelle 84: Effizienz der Energienutzung berechnet aus der substituierten Heizölmenge bezogen auf den um das stoffliche Potential verminderten Gesamtenergieinput

Szenario		1	1b	2a	2b	3a	3b	4a	4b	5
Gesamtenergieinput(1)	[1.000 t/a]	2.837	2.837	2.837	2.837	2.837	2.837	2.837	2.837	2.837
stoffliches Potential(1)	[1.000 t/a]	1.279	1.276	1.276	337	1.276	1.276	1.276	1.276	1.277
subst. Heizöl(1)	[1.000 t/a]	587	750	878	2.187	819	819	859	859	1.505
Energienutzungseffizienz	[%]	38	48	56	88	53	53	55	55	97

(1) angegeben in 1.000 Tonnen Heizöl schwer pro Jahr mit einem Heizwert von 40 MJ/kg

Der hohe Effizienz der Energienutzung von Szenario 5 gegenüber den anderen Szenarien ist auf den großen Anteil brennbarer Abfälle in der industriellen Verbrennung nach MVA - Standard sowie auf völligen Verzicht der direkten Deponierung zurückzuführen. Aus energetischer Sicht liefert Szenario 5 unter Berücksichtigung des stofflichen Potentials die größtmögliche Einsparung an fossilen Energieträgern und weist die effizienteste Energienutzung auf.

7.1.3 Schonung von Deponievolumen

Der Verbrauch an Deponievolumen geht mit der direkten Deponierung von Abfällen einher. Die thermische Behandlung ist das beste Instrument zur Reduzierung von Abfallvolumen, wobei zwischen den verschiedenen Verbrennungsstandards kaum Unterschiede gegeben sind. Das Deponievolumen der Reststoffe einer thermischen Behandlung ist durch den Gehalt an nicht Brennbarem des Abfalls bestimmt. Die Reststoffe aus Rauchgas- und Abwasserreinigungsanlagen spielen für diese Betrachtung praktisch keine Rolle. Szenario 5 bedeutet gegenüber dem Ist-Zustand eine Einsparung an Deponievolumen von 80 %.

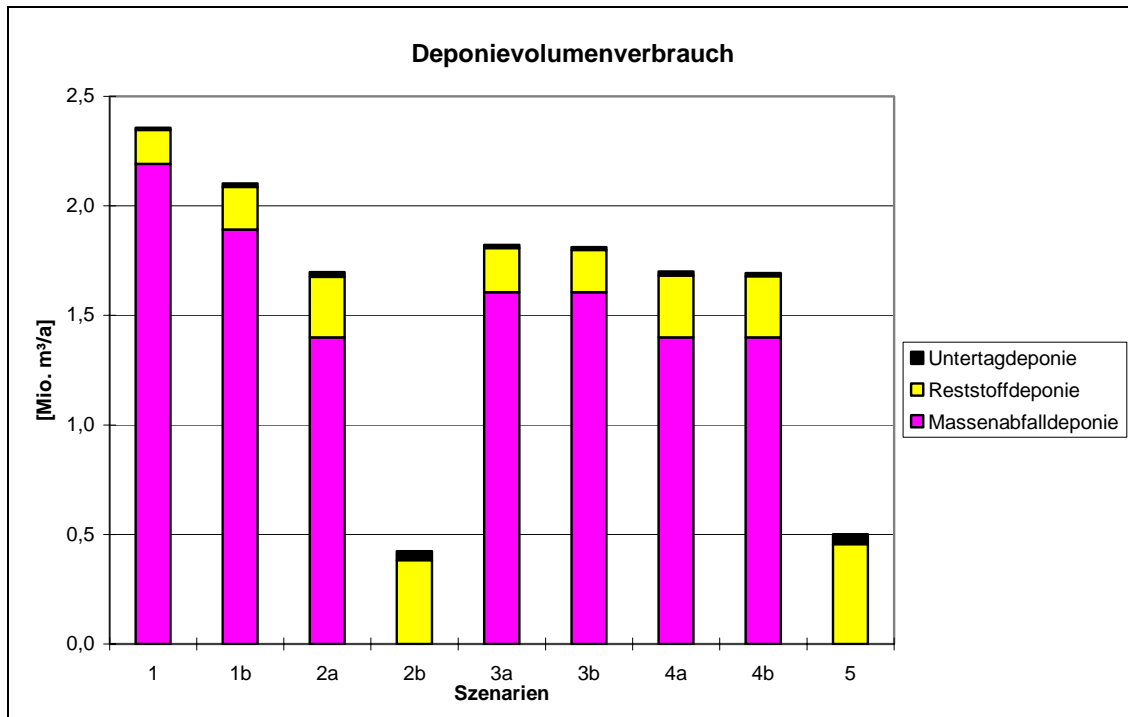


Abbildung 19: Deponievolumenverbrauch in [Mio. m³/a] der Szenarien



7.1.4 Zielprozesse der Stoffe und Gehalt an organischem Kohlenstoff in den abzulagernden Abfällen

Die Szenarien werden anhand der Verteilung der Stoffe auf ihre Zielprozesse beurteilt. Definierte Zielprozesse sind:

- Atmosphäre
- Hydrosphäre
- Verbleib in der Untertagedeponie
- Verbleib in der Massenabfall- und Reststoffdeponie
- Einsatz/stoffliche Nutzung

Da es aufgrund der Anzahl von untersuchten Zielprozessen (5), Stoffen (8) und Szenarien (9) sehr viele Einzelgrößen (360) zu bewerten gibt, ist in der Folge eine aggregierte Größe pro Szenario angegeben. Die dazu notwendigen Vereinfachungen und Vereinbarungen sind in Kapitel 4.2.2.4 festgelegt. Detaillierte Angaben zur Verteilung der Stoffe auf ihre Zielprozesse finden sich im Anhang 6.

Anhand von Wirkungsgraden wird beurteilt, wie groß der Anteil des Stoffes, der in einen geeigneten Zielprozeß geht, am Gesamtfluß des Stoffes ist (vergl. Kapitel 4.2.2.4). In Abbildung 20 ist der arithmetische Mittelwert der Wirkungsgrade für die acht untersuchten Stoffe für jedes Szenario angegeben.

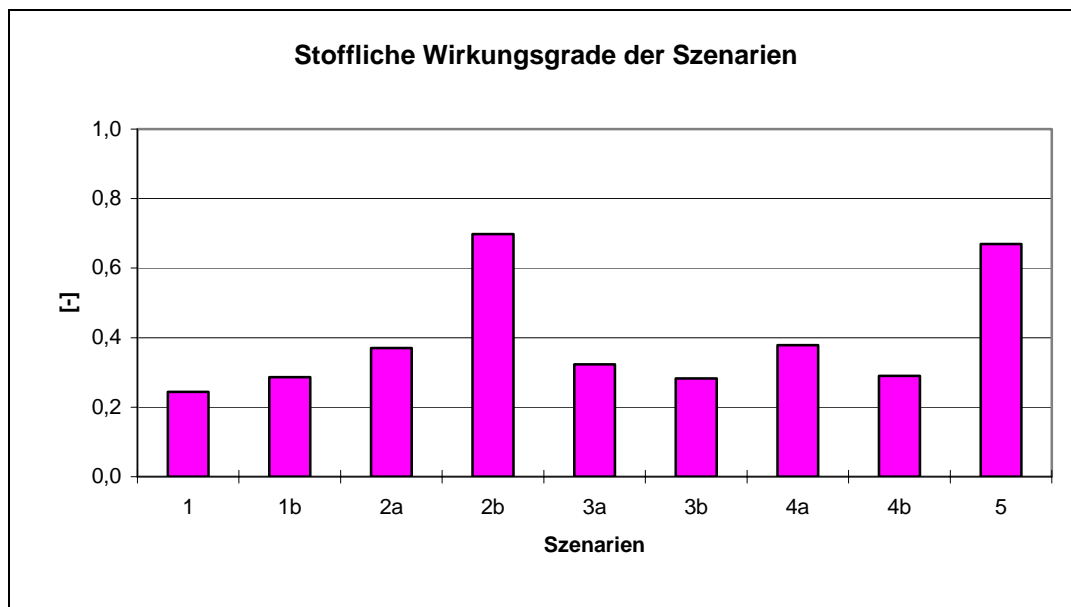


Abbildung 20: Stoffliche Wirkungsgrade der Szenarien; Optimum = 1

Wiederum stellt sich Szenario 2b als beste Variante heraus. Im Mittel gilt für die untersuchten Stoffe in diesem Szenario, daß 70 % in einen geeigneten Zielprozeß gehen. Die flächendeckende Restmüllverbrennung (Szenario 2a) bedeutet gegenüber dem Ist-Zustand (Szenario 1 bzw. 1b) eine Verbesserung. Die Verbrennung von Fraktionen aus mechanisch-biologischen



Verfahren in Anlagen ohne MVA-Standard (Szenarien 3b und 4b) ist auch anhand dieses Bewertungskriteriums ökologisch schlechter. Das optimierte Szenario (5) ist bezüglich dieses Kriteriums dem Best-Szenario (2b) fast ebenbürtig.

Der organische Kohlenstoffgehalt (TOC) in Massenabfall- und Reststoffdeponie ist für die Szenarien in Tabelle 85 dargestellt. Um besser vergleichen zu können, ist auch der durchschnittliche TOC- Gehalt in der Deponie, bestehend aus Massenabfall- und Reststoffdeponie angegeben.

Tabelle 85: Organischer Kohlenstoffgehalt [%] in Massenabfall- und Reststoffdeponie

org. Kohlenstoff in Deponietypen	1	1b	2a	2b	3a	3b	4a	4b	5
	organischer Kohlenstoff [%]								
Massenabfalldeponie	32	31	36	-	33	33	36	36	-
Reststoffdeponie	3,1	2,7	2,2	2,8	2,7	2,9	2,1	2,2	1,9
Deponierung Gesamt	30	29	30	2,8	30	30	31	31	1,9

In den Szenarien 2b und 5 kann auf die Massenabfalldeponie vollständig verzichtet werden, es werden nur noch Reststoffe mit einem TOC-Gehalt unter 3 % abgelagert. In allen anderen Szenarien liegt der durchschnittliche gesamte organische Kohlenstoffgehalt um die 30 %.

7.2 Ökonomische Bewertung

In der Abbildung 21 sind die Behandlungskosten der Szenarien zusammengefasst.

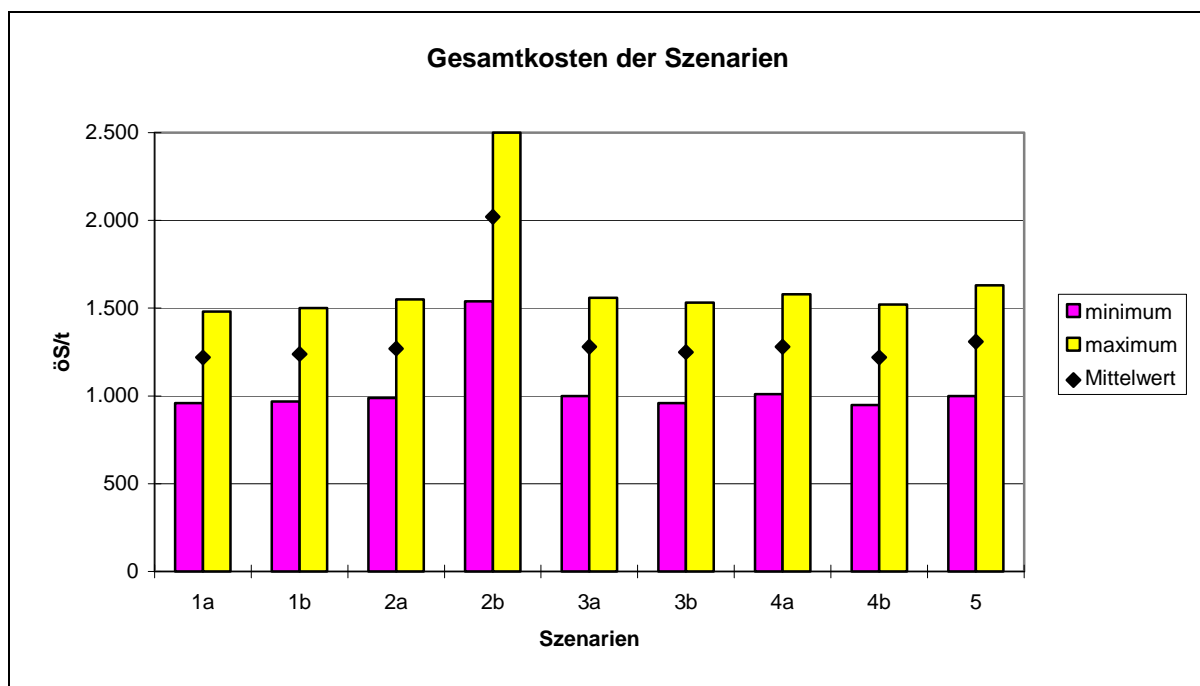


Abbildung 21: Behandlungskosten unterschiedlicher Szenarien



Die Kosten der Abfallbehandlung liegen bei allen Szenarien ausgenommen Szenario 2b, welches im Vergleich zum Durchschnitt der anderen Szenarien um 60 % höhere Kosten verursacht, in der gleichen Größenordnung. Die Bandbreite dieser acht Szenarien beträgt 1.220 - 1.310 öS/t, bei einem Mittelwert von 1.270 öS/t. Die Abweichung von weniger als +/- 5 % ist als nicht signifikant zu bezeichnen, daher können die Kosten nicht als Entscheidungskriterium herangezogen werden.

Im Anhang 8 werden verschiedene Kostenstellen variiert. Beispielsweise werden die Kosten für die Müllverbrennungsanlage, die mechanisch-biologische Behandlung und die Massenabfalldeponie um jeweils 30 % erhöht und die Kosten für die industrielle Verbrennung nach MVA-Standard und Restmüllsplitting um jeweils 30 % verringert. Dadurch erhöhen sich die Gesamtkosten der einzelnen Szenarien mit Ausnahme von Szenario 5, welches unter diesen Voraussetzungen mit 1.290 öS/t um 90 öS/t günstiger ist als Szenario 1.



8 Zusammenfassung

Ziele des Projektes

Das Hauptziel des Projektes besteht darin, eine den Zielen des Österreichischen Abfallwirtschaftsgesetzes entsprechende Zuordnung von brennbaren Abfällen zu Behandlungsanlagen zu schaffen. Dies soll nach technisch-naturwissenschaftlich nachvollziehbaren Kriterien geschehen.

Methode und Vorgehen

Um das Projektziel zu erreichen, wird vorerst ein Inventar der brennbaren Abfälle in Österreich erstellt und untersucht, wie diese Abfälle heute verwertet beziehungsweise entsorgt werden. Im zweiten Schritt werden verschiedene praxisrelevante Szenarien entworfen und untersucht, in wie fern diese die Ziele des AWG erfüllen. Als Kriterien werden Energienutzung, Deponiebedarf, Verbleib der Stoffe nach der Behandlung und, auf einer pauschalen Ebene, auch Kosten betrachtet. Anhand der gewonnenen Erkenntnisse wird ein *optimiertes Szenario* für die Zuordnung von brennbaren Abfällen zu thermischen Anlagen entwickelt. Als Instrument zur Beschreibung der Szenarien wird die Methode der Stoffflußanalyse (SFA) [Baccini & Brunner, 1991] angewandt. Mit ihr wird ein System definiert, bestehend aus Systemgrenzen, Gütern, Stoffen, Prozessen und Transferkoeffizienten.

Die *örtliche Systemgrenze* wird durch das Bundesgebiet der Republik Österreich gebildet. Eventuelle Importe und Exporte von Abfällen und Reststoffen werden nicht berücksichtigt. Als *zeitliche Systemgrenze* wird aufgrund der Datenlage für den Ist-Zustand das Jahr 1993 herangezogen. Falls Daten fehlen und es objektiv vertretbar ist, werden auch neuere Daten eingesetzt. Die Schlußfolgerungen dieser Studie sind auch dann zutreffend, wenn die Zahlen für 1996 eingesetzt werden.

Für die Bilanzierung der *Güter- und Stoffflüsse* werden nur die Abfälle im Sinne des § 3 (7) AWG mit der Bezeichnung nach den Schlüsselnummern gemäß ÖNORM S 2100 herangezogen. Ernterückstände (Stroh), Schlagrücklaß im Wald etc. werden in dieser Studie nicht berücksichtigt.

Als Grundlage für das Massenpotential an Abfällen dient der Bundesabfallwirtschaftsplan 1995 [Krammer et al., 1995], mit dem Bezugsjahr 1993. Das Massenpotential der Abfälle wird soweit wie möglich durch neuere Daten verbessert. Um die Verpackungsverordnung berücksichtigen zu können, werden Angaben über die kommunal gesammelten Abfälle aus den Bundesländern für 1995 und 1996 mit einbezogen.

Folgende *Stoffe* werden zur Beurteilung ausgewählt: Kohlenstoff, Stickstoff, Schwefel, Chlor, Cadmium, Quecksilber, Blei und Zink. Für alle Abfälle werden Stoffkonzentrationen anhand der Literatur bestimmt. Es zeigt sich, daß für den Großteil der Abfälle noch erhebliche Unsicherheit über die stoffliche Zusammensetzung besteht.



In dieser Studie werden einzelne, ähnliche Verfahren respektive „Akteure“ zusammengefaßt und als *Prozesse* definiert. Ein Prozeß besteht demnach aus einer Summe von Anlagen, die unterschiedliche Energieflüsse, Stoffflüsse und Emissionen³⁴ haben können. Es wird versucht, die Prozesse als gesamtes so realistisch wie möglich darzustellen. Betrachtet man einzelne Anlagen können durchaus andere Ergebnissen resultieren.

Tabelle 86: Ausgewählte „Prozesse“

Prozeß	Beschreibung
MVA	Müllverbrennungsanlagen, Standard Spittelau
SAV	Sonderabfallverbrennungsanlage, Standard EbS
industrielle Verbrennung (MVA+)	Industrielle Verbrennungsanlagen, die Grenzwerte der LRK-V für Müllverbrennungsanlagen einhalten (MVA-Standard)
Holzindustrie	Verbrennungsanlagen der Holzverarbeitenden Industrie und Sägeindustrie
Papierindustrie	Wirbelschichtkessel der Papier- und Zellstoffindustrie
Zementindustrie	Drehrohröfen der Zementindustrie
Biomassefeuerungen	Biomassefernhelzwerke
industrielle Verbrennung (MVA-)	Industrielle Verbrennungsanlagen, die Grenzwerte der LRK-V für Müllverbrennungsanlagen nicht einhalten
Stoffliche Verwertung	Altstoffverwertung, weitere Nutzung
MBB	Mechanisch-biologische Behandlung für Restmüll
Restmüllsplitting	spezielles Verfahren der mechanisch-biologischen Behandlung
Herhof	Trockenstabilatverfahren der Firma Herhof
Sonstige Behandlung	CPO, CPA, BVE, Export, Lager auf Zeit
Deponie	unterteilt in Massenabfall-, Reststoff- und Untertagedeponie

Entsprechend der angewandten Methode der Stoffflußanalyse (SFA) werden die Prozesse durch ihre *Transferkoeffizienten* (TK) dargestellt. Der Transferkoeffizient gibt die Verteilung des jeweiligen Stoffes auf die Outputgüter an. Der Wissensstand über die Transferkoeffizienten der ausgewählten Prozesse ist nicht auf einem einheitlichen Stand. Gewisse Prozesse, wie zum Beispiel Müllverbrennungsanlagen sind aufgrund umwelt- und gesellschaftspolitischer Aspekte wesentlich besser untersucht als andere. Weniger gut untersuchte Prozesse müssen durch zum Teil große Bandbreiten in den Transferkoeffizienten beschrieben werden. Abweichend von obiger Definition wird für Stickstoff ein eigener Transferkoeffizient in das Reingas definiert. Dieser Transferkoeffizient ist der Quotient der Masse des in Form von NO_x emittierten Stickstoffes und der Masse Stickstoff im eingesetzten Brennstoff. Damit können NO_x-Emissionen der Prozesse und Szenarien miteinander verglichen werden.

Aus dem oben beschriebenen (Unsicherheit bei der Datenlage zu Stoffkonzentrationen und Transferkoeffizienten) ergibt sich, daß man mit weichen und harten Daten konfrontiert ist. Dies wird bei der Interpretation der Ergebnisse berücksichtigt. *Die Genauigkeit der Bilanzie-*

³⁴ Emissionen im weiteren Sinn: Abluft, Abwasser, feste Reststoffe



rung ist immer im Zusammenhang mit den Zielen, Ergebnissen und Schlußfolgerungen dieser Studie zu sehen.

Mit dieser Methode werden insgesamt 9 *Szenarien* untersucht. Die ersten beiden Szenarien beschreiben den derzeitigen Stand bzw. die mittelfristig absehbare Entwicklungen in der österreichischen Abfallwirtschaft. Ausgehend von diesen Szenarien wird in den weiteren Szenarien jeweils eine Maßnahme respektive ein Verfahren verändert und die ökologischen und ökonomischen Auswirkungen untersucht. Diese letzten Szenarien dienen dazu, Erkenntnisse über die Wirkung von Maßnahmen auf das Gesamtsystem zu erlangen und sind nicht unbedingt praxisnahe, aber praxisrelevant. Aufbauend auf diesen Erkenntnissen wird ein optimiertes Szenario (Soll-Zustand) entwickelt.

Folgende Szenarien werden ausgewählt:

Szenario 1

Das Szenario 1 stellt den Ist-Zustand der Behandlung brennbarer Abfälle in Österreich für den Zeitraum 1993 bis 1996 dar.

Szenario 1b

Szenario 1b stellt den in naher Zukunft aufgrund der bereits eingeleiteten Maßnahmen zu erwartenden Ist-Zustand dar. Das heißt: Jene Entwicklungen, die kurzfristig voraussagbar sind, werden mit einbezogen. Die gefährlichen Abfälle werden nach dem Soll-Zustand laut „*Gefährliche Abfälle und Altöle*“ Materialien zum Bundesabfallwirtschaftsplan 1995, Bundesministerium für Umwelt, 1995 behandelt. Die Zementindustrie übernimmt einen Großteil der Abfälle, die sie schon heute verbrennt und solche, die in der EbS aus Kapazitätsgründen nicht entsorgt werden können. Jene Anlagen, die bis zum Jahr 2000 tatsächlich ihren Betrieb aufnehmen, werden berücksichtigt. Ehemalige Kompostieranlagen werden zu Restmüllsplittingsanlagen umgebaut. Separat gesammelte Kunststoffverpackungsabfälle, die derzeit zwischengelagert werden, werden thermisch verwertet.

Szenario 1b bildet für alle weiteren Szenarien die Basis: D.h.: Alle im folgenden bei den einzelnen Szenarien nicht erwähnten brennbaren Abfälle werden wie im Szenario 1b behandelt.

Szenario 2a

Flächendeckende Verbrennung von Restmüll in kommunalen Müllverbrennungsanlagen, welche die Grenzwerte der Luftreinhalteverordnung für Kesselanlagen BGGI 1988/380 idF. BGGI 1993/185 (LRV-K) für Müllverbrennungsanlagen einhalten (im weiteren als MVA-Standard bezeichnet).

Szenario 2b

Flächendeckende Verbrennung von Restmüll und sämtlichen anderen Abfällen in Müllverbrennungsanlagen nach MVA-Standard. Ausgenommen ist die separate Sammlung von Altpapier mit Sammelquoten für 1995/96.



Szenario 3a

Der Restmüll wird nach dem Restmüllsplitting - Verfahren behandelt. Die Leichtfraktion wird in industriellen (gewerblichen) Anlagen, welche die Grenzwerte der LRV-K für Müllverbrennungsanlagen einhalten, thermisch verwertet.

Szenario 3b

Wie Szenario 3a. Die Leichtfraktion wird jedoch in Anlagen, welche die Grenzwerte der LRV-K für Müllverbrennungsanlagen **nicht** einhalten, thermisch verwertet. Es wird angenommen, daß je die Hälfte der Leichtfraktion in Wirbelschichtkesseln mit Elektrofiltern und Drehrohren der Zementindustrie als sekundärer Brennstoff eingesetzt wird.

Szenario 4a

Der Restmüll wird nach dem Herhof - Verfahren behandelt. Für die Berechnung dieses Szenarios wird eine anschließende thermische Behandlung in industriellen Anlagen, welche die LRV-K für Müllverbrennungsanlagen erfüllen, angenommen.

Szenario 4b

Wie Szenario 4a. Die thermische Behandlung erfolgt jedoch in Anlagen, welche die LRV-K für Müllverbrennungsanlagen **nicht** erfüllen. Es wird angenommen, daß je die Hälfte des Mischstabilats (Produkt des Herhof-Verfahrens) in Wirbelschichtkesseln mit Elektrofiltern und Drehrohren der Zementindustrie als sekundärer Brennstoff eingesetzt wird.

Szenario 5

Anhand der Resultate der Szenarien 1 - 4 wird eine „optimierte Verteilung“ der brennbaren Abfälle hinsichtlich naturwissenschaftlich-technischer und Akzeptanzkriterien entworfen.

Annahmen für die Zuteilung der Abfälle im Szenario 5 (Soll-Zustand) sind:

- Keine Deponierung von Abfällen mit einem TOC -Gehalt über 5 %.
- Thermische Verwertung von unbehandeltem Restmüll in Rostfeuerungsanlagen nach MVA-Standard.
- Beibehaltung der kontrollierten thermischen Verwertung von schadstoffarmen Abfällen in Holz-, Papier- und Zellstoffindustrie sowie in Biomassefeuerungen nach der derzeit eingesetzten Technologie wie im Szenario 1, bei erfüllen von nachvollziehbaren Kriterien (siehe weiter unten)
- Gefährliche Abfälle, sofern sie nicht der Zementindustrie zugeordnet werden können, in Sonderabfallverbrennungsanlagen
- Abfälle mit höherem Heizwert und erdkrustenähnlicher Aschezusammensetzung (ölverunreinigte Böden) in die Zementindustrie, sofern sie nachvollziehbare Kriterien erfüllen (siehe weiter unten)
- Gut brennbare Abfälle (hoher Heizwert, gute physikalische Eigenschaften) mit hohem Schadstoffpotential in industrielle Verbrennungsanlagen nach MVA-Standard
- Kein unkontrollierter Einsatz von Abfällen in industriellen Feuerungen ohne MVA-Standard



- Separate Sammlung von Altstoffen, aber Verzicht auf die separate Sammlung von Kunststoffen aus Haushalten („Wiener Modell“)
- Import, Export und die Lagerung der Abfälle auf Zeit werden nicht berücksichtigt. Alle Abfälle sollen im Anfalljahr im System verwertet werden.

Die oben genannten Kriterien für die Verteilung der Abfälle an industrielle (gewerbliche) Verbrennungsanlagen ohne MVA-Standard im Szenario 5 lauten:

Kriterium 1: Abfälle, deren heizwertbezogene Stoffkonzentrationen (mg/MJ) jene von Kohle unterschreiten, können der Zementindustrie zugeordnet werden, sofern sie nicht schon im Ist-Zustand in anderen Prozessen Kriterium 2 erfüllen. Die Begründung für diesen Ansatz liegt hauptsächlich in der Annahme, daß das Produkt (z.B. Zement/Beton, Asphalt) keine geeignete Zwischensenke für Schadstoffe darstellt. Diese Auffassung spiegelt sich auch in der deutschen Gesetzgebung wider (KrW-/AbfG).

Kriterium 2: Es dürfen nur jene Abfälle in Anlagen ohne MVA-Standard eingesetzt werden, die pro verbrannter Tonne Abfall maximal die Emissionsfrachten einer Restmüll verbrennenden Müllverbrennungsanlage ergeben. Dieses Kriterium orientiert sich an der Lufthygiene und kann für alle Prozesse angewendet werden. Es geht von gleichen Rechten und Pflichten für alle Abfallverbrenner aus.

Es zeigt sich anhand der Ergebnisse der Zementindustrie, daß das Kriterium 2 (Lufthygiene) das schärfere Kriterium darstellt.

Ergebnisse und Bewertung

Das Aufkommen brennbarer Abfälle in Österreich beträgt rund 8,5 Mio. t/a. Tabelle 87 gibt einen Überblick einerseits über den Anteil der brennbaren Abfälle an den gesamten Abfällen und andererseits, auf welche Kategorien sich diese Abfälle aufteilen.

Tabelle 87: Gesamtes Abfallaufkommen in Österreich verglichen mit den brennenden Abfällen im Sinne dieser Studie

Kategorie	Masse Bundesabfallwirtschaftsplan [Krammer et al., 1995]	brennbare Abfälle in dieser Studie	brennbare Abfälle in dieser Studie (vgl. BAWP)	Aufteilung der brennbaren Abfälle in dieser Studie
	[t/a]	[t/a]	[%]	[%]
Abfälle aus Haushalten und ähnlichen Einrichtungen	2.500.000	2.170.000	87	26
Baurestmassen einschließlich Baustellenabfälle	22.000.000	500.000	2	6
Abfälle aus der Wasseraufbereitung, Abwasserbehandlung und der Gewässernutzung	2.300.000	940.000	41	11
Holzabfälle	3.500.000	3.490.000	100	41
Sonstige nicht gefährliche Abfälle	7.800.000	1.130.000	14	13
Gefährliche Abfälle	1.000.000	220.000	22	3
Summe	39.100.000	8.500.000	22	100

Die Aufteilung dieser Abfälle auf die Prozesse ist in Abbildung 22 für Szenario 1 (Ist-Zustand) und in Abbildung 23 für Szenario 5 (Soll-Zustand) dargestellt.

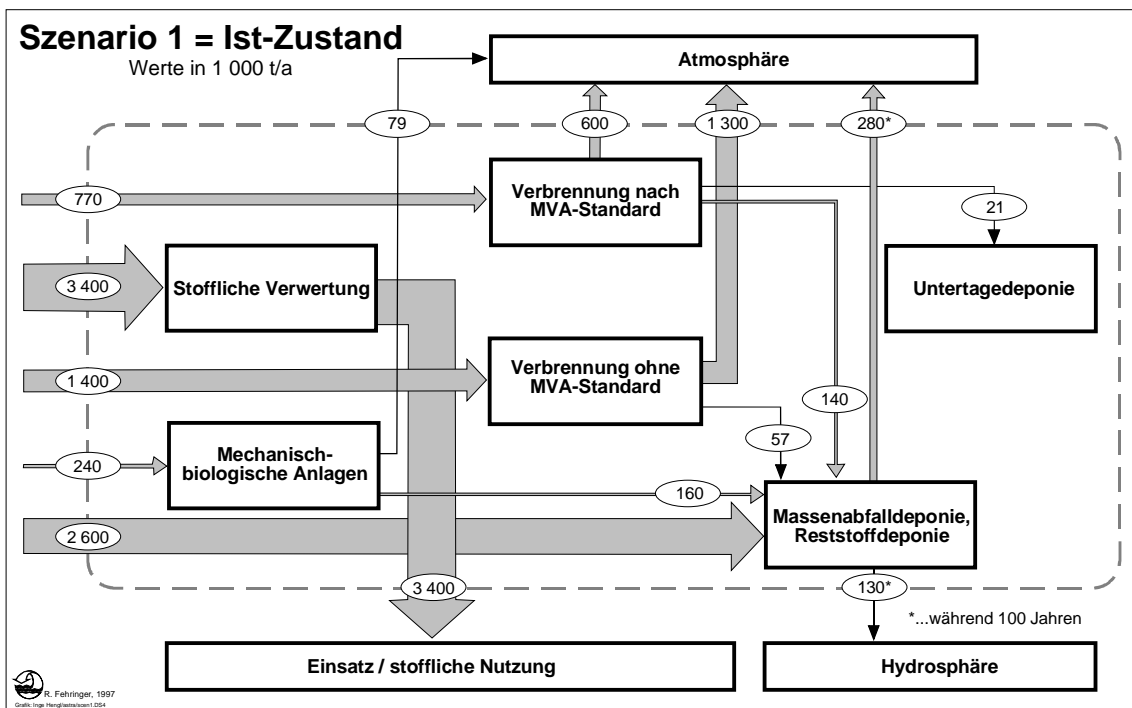


Abbildung 22: Güterbilanz für Szenario 1 (Ist-Zustand) in [1.000 t/a]

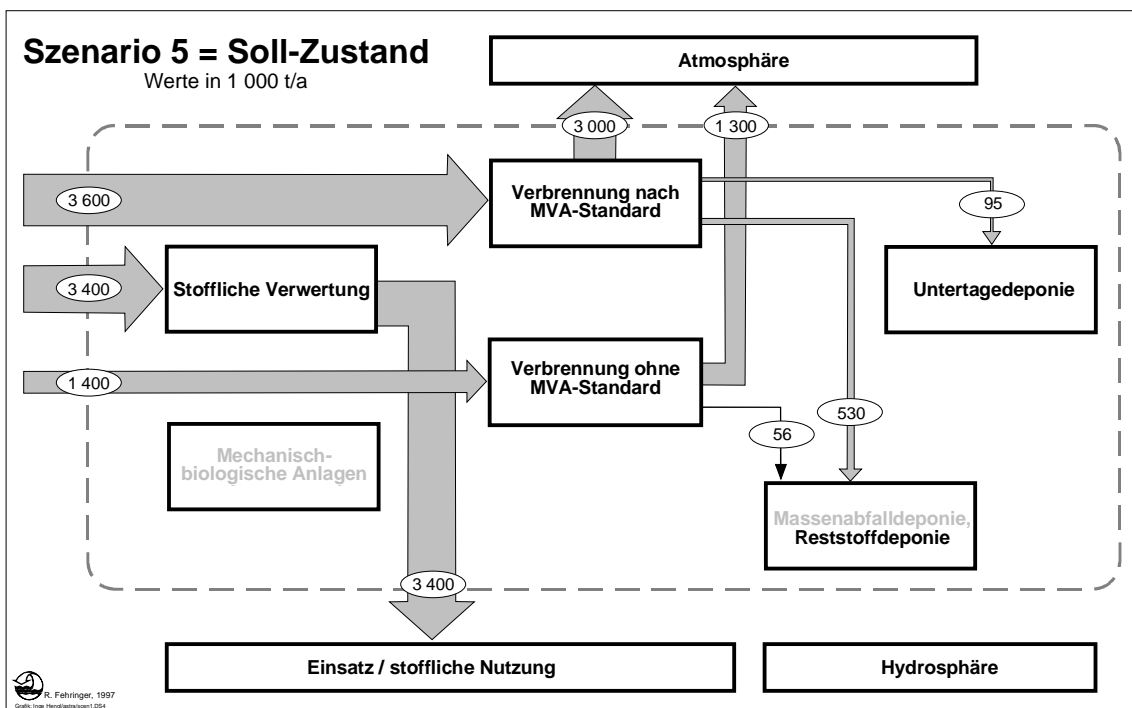


Abbildung 23: Güterbilanz für Szenario 5 (Soll-Zustand) in [1.000 t/a]

Die durchschnittlichen, minimalen und maximalen Konzentrationen in den gesamten brennbaren Abfällen sind in Tabelle 88 angegeben. Zum Vergleich sind die Stoffkonzentrationen von Restmüll, Steinkohle und Heizöl S angeführt. Es zeige sich, daß ca. 23 % der Abfälle höhere Schwermetallkonzentrationen als Restmüll, 72 % höhere als Kohle und 95 % höhere als



Heizöl S aufweisen. Das beweist klar, daß viele Abfälle nur in Anlagen, die dem MVA-Standard entsprechen, umweltverträglich verwertet werden können.

Tabelle 88: Stoffkonzentrationen in den brennbaren Abfällen in [mg/kg TS]

[mg/kg TS]	C	N	S	Cl	Cd	Hg	Pb	Zn
Ø in den Abfällen	448.000	9.100	2.250	4.300	5,7	0,8	230	520
min. Konz.	100.000	200	60	10	0,01	0,001	<1	1
max. Konz.	900.000	670.000	17.000	480.000	500	10	4.000	16.000
Restmüll	240.000	7.000	4.000	8.700	11	2	810	1.100
Kohle	850.000	12.000	10.000	1.500	1	0,5	80	85
Heizöl S	850.000	3.000	15.000	10	1	0,01	10	20

Der Vergleich der Zuteilung von brennbaren Abfällen zu thermischen Verwertungsanlagen im Ist- und Soll-Zustand ist in Tabelle 89 dargestellt. Der Anteil der stofflich verwerteten Abfälle bleibt in beiden Szenarien gleich und liegt bei 40 % (vergl. Abbildung 22 und Abbildung 23).

Tabelle 89: Eingesetzte Abfälle in thermischen Verwertungsanlagen im Ist- und Soll-Zustand

Prozesse (Zahlen gerundet)	verbrannte Abfälle im Soll-Zustand [t/a]	Veränderung gegenüber Ist-Zustand [t/a]
<i>Prozesse nach MVA-Standard</i>	3.600.000	+ 2.800.000
kommunale Müllverbrennungsanlagen	1.500.000	+ 1.000.000
ind. Anlagen nach MVA-Standard	2.000.000	+ 1.800.000
Sondermüllverbrennung	70.000	+/- 0
<i>Prozesse ohne MVA-Standard</i>	1.400.000	+ 20.000
Holzindustrie	585.000	- 30.000
Biomassefeuerungen	110.000	+ 10.000
Papier- und Zellstoffindustrie	550.000	+ 31.000
Zementherstellung	170.000	+ 77.000
Sonstige	0	- 71.000
<i>Thermische Prozesse gesamt</i>	5.000.000	+ 2.900.000

Berücksichtigt man die schon bestehenden Müllverbrennungsanlagen (500.000 t/a) im Ist-Zustand, ergibt sich im Soll-Szenario 5 ein zusätzlicher Bedarf an Anlagen für Restmüll von rund 1 Mio. t/a. Für industrielle Anlagen nach MVA-Standard ergibt sich ein Bedarf von rund 2 Mio. t/a, geplant sind derzeit solche Anlagen mit einer Gesamtkapazität von ca. 380.000 t/a. Der Anteil von Holz-, Papier- und Zellstoffindustrie sowie Biomassefeuerungen bleibt in etwa konstant, die Zementindustrie verwertet zusätzliche 77.000 t/a.

Die ökologische **Bewertung** der Szenarien baut auf den Zielen des AWG auf.

1. Schutz von Mensch und Umwelt
2. Schonung von Ressourcen und Energie
3. Schonung von Deponievolumen
4. Nachsorgefreie Deponie



Als **Bewertungskriterien** werden herangezogen:

1. Das kritische Luftvolumen (1. Ziel)
2. Energiebilanzen für alle Szenarien (2. Ziel)
3. Reduzierung des abzulagernden Abfallvolumens (3. Ziel)
4. Zielprozente der Stoffe und Gehalt an organischem Kohlenstoff in den abzulagernden Abfällen (4. Ziel)
5. Kosten

Das **kritische Luftvolumen** wird einerseits mit (üblichen) Immissionsgrenzwerten und andererseits mit geogenen Referenzwerten berechnet. Dies ist deshalb nötig, weil die Berechnung nach Immissionsgrenzwerten extrem von NO_x dominiert wird. Der Ansatz mit geogenen Referenzwerten zeigt ein ausgeglicheneres Verhältnis zwischen den Stoffen, das heißt: vor allem die Emissionen der Schwermetalle werden durch den geogenen Ansatz besser berücksichtigt.

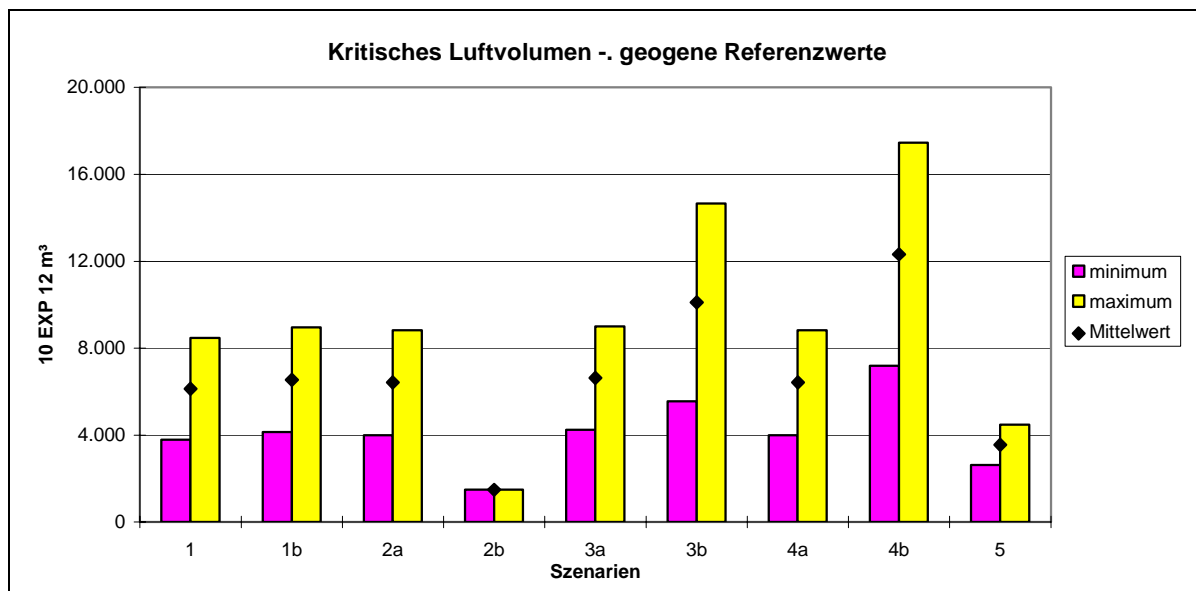


Abbildung 24: Kritisches Luftvolumen der Szenarien, berechnet nach geogenen Referenzwerten. Die großen Streuungen beruhen auf der mangelnden Kenntnis über industrielle Anlagen ohne MVA-Standard

Szenario 2b stellt hinsichtlich Lufthygiene das optimale Szenario dar. Obwohl in diesem Szenario die größte Masse an Abfällen verbrannt wird (rund 90 %), sind die Emissionen in die Atmosphäre durch Abfallverbrennung am geringsten, weil Abfälle nur in modernen Müllverbrennungsanlagen verbrannt werden. Auf Grund der Datenlage läßt sich dieses Szenario auch am genauesten berechnen. Im Vergleich zum Ist-Zustand würde dieses Szenario eine Verringerung der Luftverschmutzung um das 4-fache bringen. Dieses Szenario ist jedoch unverhältnismäßig teuer, da auch „saubere“ Abfälle in Müllverbrennungsanlagen verwertet würden (vgl. Abbildung 28).



Die flächendeckende Restmüllverbrennung (Szenario 2a) bedeutet keine signifikante Änderung gegenüber dem Ist-Zustand (Szenario 1 bzw. 1b), obwohl zusätzlich 1 Mio. Tonne Restmüll in Müllverbrennungsanlagen verbrannt wird. Der Einsatz des Restmüllsplitting-Verfahrens bringt bezüglich der Lufthygiene keine merkbare Verbesserung (vergl. Szenarien 2a und 3a).

Der Vergleich zwischen den Szenarien 3a und 3b bzw. 4a und 4b zeigt folgendes: Sollten Restmüllsplitting- bzw. Herhof-Verfahren zum Einsatz kommen, darf die thermische Fraktion nicht in industriellen Feuerungen ohne MVA-Standard eingesetzt werden. Vor allem das Produkt des Herhofverfahrens (trockener Restmüll) eignet sich nicht dazu (Szenario 4b). Bei gleichbleibender Masse an verbrannten Abfällen innerhalb von Szenario 3 und 4 gibt es große Veränderungen in den kritischen Luftvolumina (vergl. Abbildung 24).

Im Szenario 5 wird rund 2,3 mal mehr als im Szenario 1 thermisch behandelt, das kritische Luftvolumen sinkt dabei um 43 %. Dies ist auf die bessere Aufteilung der Abfälle auf die thermischen Anlagen zurückzuführen, denn die Masse an nicht nach MVA-Standard verwerteten Abfällen bleibt gegenüber Szenario 1 gleich.

Energetische Betrachtung der Szenarien

Aus energetischer Sicht ist die Menge fossiler Energie, die durch die thermische Verwertung brennbarer Abfälle substituiert werden kann, ausgedrückt in Heizöläquivalenten, das Bewertungskriterium. Um einen objektiveren Vergleich zwischen den verschiedenen Szenarien zu ermöglichen, wird das Energiepotential der stofflichen Verwertung im folgenden Diagramm zur substituierten Heizölmenge addiert³⁵.

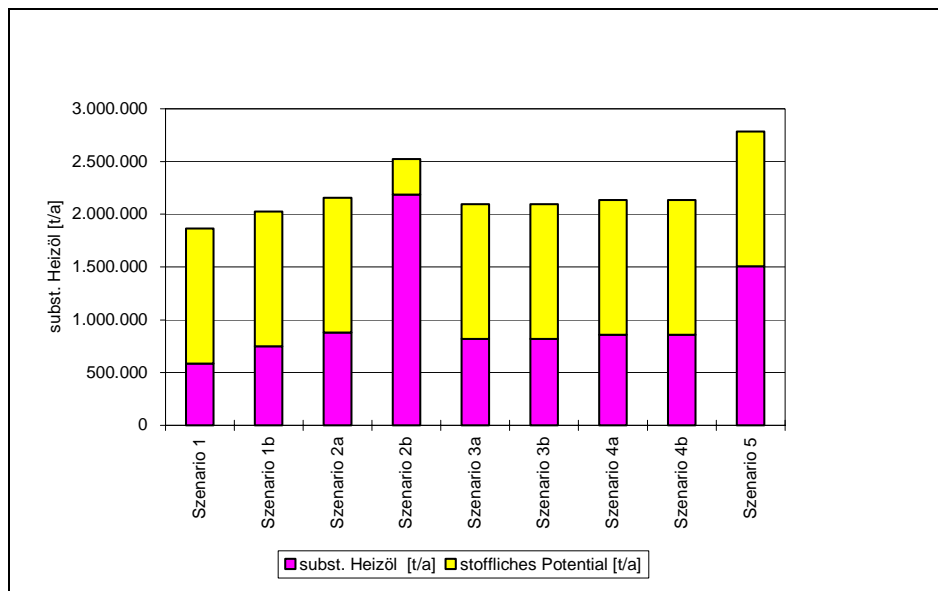


Abbildung 25: Menge Heizöl, die bei den verschiedenen Szenarien durch Abfallbrennstoffe substituiert werden kann, unter Berücksichtigung des Energiepotentials der stofflichen Verwertung

³⁵ Dies ist nötig, da die stofflich verwertete Masse an Abfällen im Szenario 2b geringer ist.



Szenario 5 erweist sich bei dieser Betrachtung als das energetisch beste, obwohl die substituierte Heizölmenge in Szenario 2b größer ist. Der Grund liegt im Energiepotential der stofflich verwerteten Abfälle, das in Szenario 2b zum größten Teil thermisch verwertet wird, im Szenario 5 hingegen durch stoffliche Verwertung erhalten bleibt. Diese Tatsache wird auch bei der Betrachtung der Effizienz der Energienutzung in Tabelle 90 deutlich.

Tabelle 90: Energienutzungseffizienz in [%] berechnet als Quotient aus der substituierten Heizölmenge bezogen auf den um das stoffliche Potential verminderten Gesamtenergieinput

Szenario		1	1b	2a	2b	3a	3b	4a	4b	5
Gesamtenergieinput(1)	[1.000 t/a]	2.837	2.837	2.837	2.837	2.837	2.837	2.837	2.837	2.837
stoffliches Potential(1)	[1.000 t/a]	1.279	1.276	1.276	337	1.276	1.276	1.276	1.276	1.277
subst. Heizöl(1)	[1.000 t/a]	587	750	878	2.187	819	819	859	859	1.505
Energienutzungseffizienz	[%]	38	48	56	88	53	53	55	55	97

(1) angegeben in Tonnen Heizöl schwer mit einem Heizwert von 40 MJ/kg

Die hohe Effizienz der Energienutzung von Szenario 5 gegenüber den anderen Szenarien ist auf den großen Anteil brennbarer Abfälle der industriellen Verbrennung nach MVA - Standard sowie auf den völligen Verzicht der direkten Deponierung zurückzuführen. Aus energetischer Sicht liefert Szenario 5 unter Berücksichtigung des stofflichen Potentials die größtmögliche Einsparung an fossilen Energieträgern und weist die effizienteste Energienutzung auf.

Schonung von Deponievolumen

Der Verbrauch an Deponievolumen geht mit der direkten Deponierung von Abfällen einher. Die thermische Behandlung ist das beste Instrument zur Reduzierung von Abfallvolumen, wobei zwischen den verschiedenen Verbrennungsstandards kaum Unterschiede gegeben sind. Die Reststoffe aus Rauchgas- und Abwasserreinigungsanlagen spielen für diese Betrachtung praktisch keine Rolle. Szenario 5 bedeutet gegenüber dem Ist-Zustand eine Einsparung an Deponievolumen von 80 %.

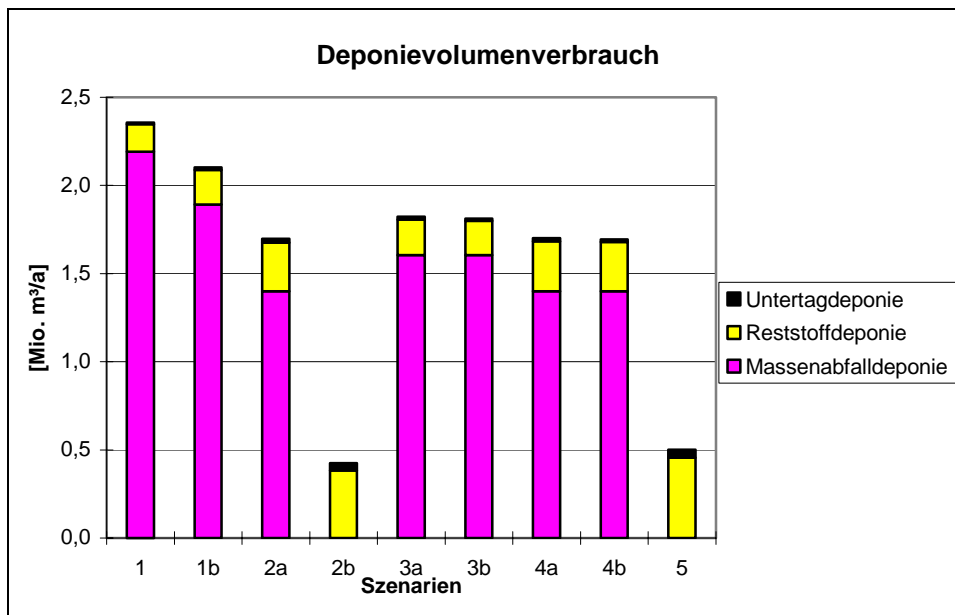


Abbildung 26: Deponievolumenverbrauch in [Mio. m³/a] der Szenarien

Zielprozesse der Stoffe und Gehalt an organischem Kohlenstoff in den abzulagernden Abfällen

Anhand von Stoffbilanzen wird ein Wirkungsgrad ermittelt, der angibt, wie groß der Anteil des Stoffes, der in einen geeigneten Zielprozeß³⁶ geht, am Gesamtfluß des Stoffes ist. In Abbildung 27 ist der arithmetische Mittelwert der Wirkungsgrade für die acht untersuchten Stoffe für jedes Szenario angegeben.

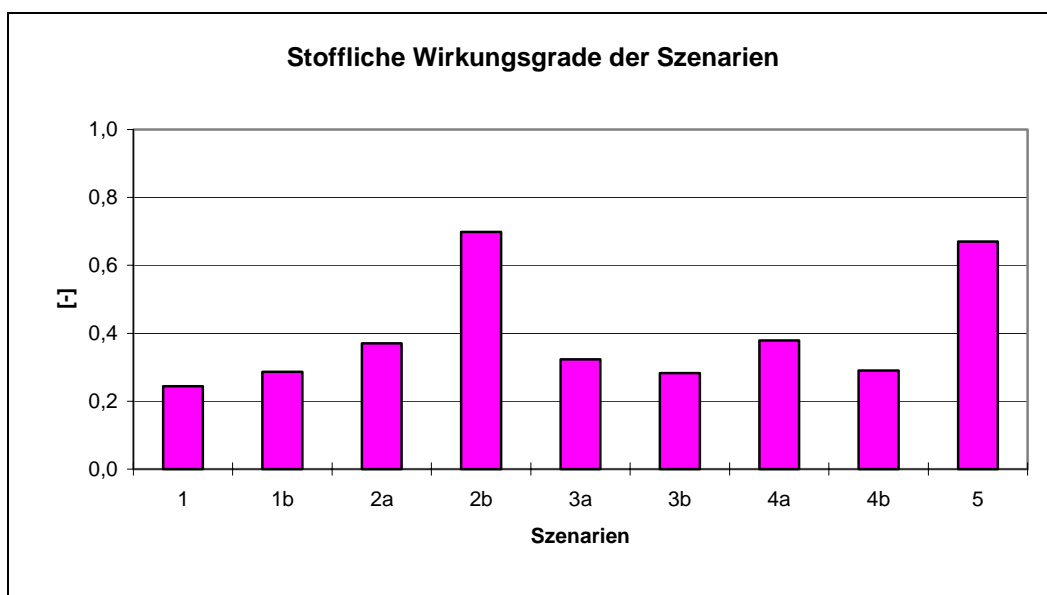


Abbildung 27: Stoffliche Wirkungsgrade der Szenarien; Optimum = 1

³⁶ Zielprozesse: Einsatz/stoffliche Nutzung, Atmosphäre, Hydrosphäre, Untertagedeponie, Verbleib in Massenabfall- und Reststoffdeponie



Wiederum stellt sich Szenario 2b als beste Variante heraus. Im Mittel gilt für die untersuchten Stoffe in diesem Szenario, daß 70 % in einen geeigneten Zielprozeß gehen. Die flächen-deckende Restmüllverbrennung (Szenario 2a) bedeutet gegenüber dem Ist-Zustand (Szenario 1 bzw. 1b) eine Verbesserung. Die Verbrennung von Fraktionen aus mechanisch-biologischen Verfahren in Anlagen ohne MVA-Standard (Szenarien 3b und 4b) ist auch anhand dieses Bewertungskriteriums ökologisch schlechter. Das optimierte Szenario (5) ist bezüglich dieses Kriteriums dem Best-Szenario (2b) fast ebenbürtig.

Der mittlere **organische Kohlenstoffgehalt** im zu deponierenden Rückstand liegt für die meisten Szenarien bei 30 %. Nur in den Szenarien 2b und 5 werden ausschließlich Reststoffe mit einem TOC-Gehalt unter 3 % abgelagert, auf den Typ der Massenabfalldeponie kann in diesen Szenarien verzichtet werden.

Die **Gesamtkosten** der Szenarien zeigen mit Ausnahme von Szenario 2b keine signifikanten Unterschiede auf und bewegen sich zwischen 1.220 - 1.310 öS/t (Szenario 2b: 2.020 öS/t).

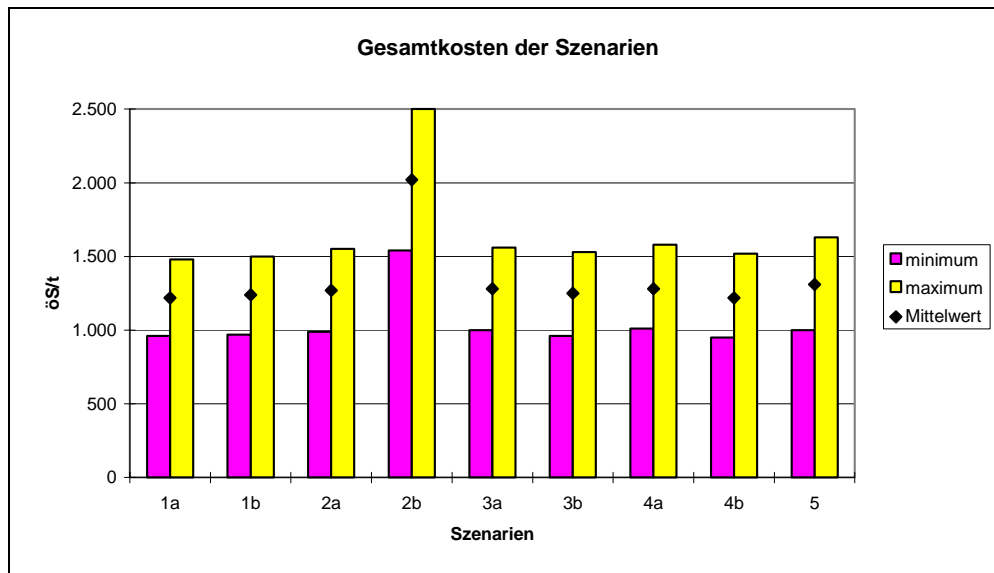


Abbildung 28: Behandlungskosten (Sammlung, Transport, Behandlung und Deponierung) der verschiedenen Szenarien

Um den Überblick über das Abschneiden der Szenarien nach den verschiedenen Bewertungskriterien zu erleichtern, ist in Tabelle 91 die Reihung (1 bis 9) der Szenarien pro Kriterium und eine Endreihung (Mittelwert aus den Zielen 1 bis 4) für alle Kriterien angegeben. Bei der Interpretation muß neben anderen Vereinfachungen³⁷ beachtet werden, daß die Ziele bei diesem Vorgehen gleich gewichtet sind.

³⁷ So zeigt die Reihung nicht die tatsächlichen Unterschiede der Szenarien für ein Kriterium.



Tabelle 91: Reihung der Szenarien anhand der auf den Zielen des AWG aufbauenden Bewertungskriterien

Szenarien	Bewertungskriterien bezüglich der Ziele des AWG				Mittelwert
	Ziel 1	Ziel 2	Ziel 3	Ziel 4	
	kritisches Luftvolumen	optimale Energienutzung	Schonung von Deponieraum	"stofflicher Wirkungsgrad"	
2b	1	2	1	1	1,3
5	2	1	1	2	1,5
2a	4	3	4	3	3,5
4a	4	4	4	3	3,8
3a	4	4	6	5	4,8
4b	9	4	3	6	5,5
3b	8	4	6	6	6,0
1b	4	8	8	6	6,5
1	3	9	9	9	7,5

Es geht klar hervor, daß die beiden Szenarien 2b und 5 die Ziele des AWG wesentlich besser erfüllen als der Ist-Zustand (Szenario 1) und auch den anderen Szenarien vorzuziehen sind. Szenario 2b ist deshalb keine echte Alternative, weil die Kosten um 60 % höher sind als bei allen anderen Varianten, und es volkswirtschaftlich nicht sinnvoll ist, saubere Abfall-Brennstoffe in Müllverbrennungsanlagen mit nachgeschalteter weitergehender Rauchgasreinigung und Reststoffaufbereitung zu verwerten.





9 Schlußfolgerungen

Das in der Studie gewählte Vorgehen ist geeignet, verschiedene Szenarien für die brennbaren Abfälle in Österreich bezüglich Umweltverträglichkeit und Ressourcennutzung zu beschreiben und daraus unter Einbeziehung einer einfachen Kostenrechnung eine optimale Variante zu entwickeln. Nachstehende Folgerungen können anhand der Untersuchungen gezogen werden.

Restmüll muß in kommunalen oder industriellen Feuerungsanlagen *nach MVA-Standard* und mit optimaler Energienutzung entsorgt werden. Für den Einsatz von Herhof- und Restmüllsplitting-Verfahren gibt es anhand der in dieser Studie untersuchten Kriterien keine ökologischen und ökonomischen Vorteile. Sollten diese Verfahren zum Einsatz kommen, dürfen ihre thermischen Fraktionen *nur in Anlagen mit MVA-Standard* verbrannt werden.

Der Verbrauch an Deponievolumen für 8,5 Mio. t/a brennbarer Abfälle kann durch thermische Behandlung der Abfälle im Vergleich zum Ist-Zustand auf umweltverträgliche Weise um 80 % gesenkt werden.

In der optimierten Variante kann auf die Massenabfalldeponie ganz verzichtet werden, es müssen nur noch reaktionsarme Reststoffe mit einem TOC-Gehalt unter 3 % abgelagert werden.

Obwohl der Anteil der thermischen Behandlung der optimierten Variante im Vergleich zum Ist-Zustand 2,3 mal größer ist, nimmt die Luftbelastung um 43 % ab. Dies wird durch eine bessere Zuordnung von geeigneten (sauberen) Abfällen auf thermische Anlagen ohne MVA-Standard und nicht durch eine Reduzierung des Anteiles, der in diesen Anlagen verbrannt wird, erreicht. Heute werden in Anlagen ohne MVA-Standard zum Teil Abfälle verbrannt, die sich nicht für diese Anlagen eignen.

Aufgrund ihrer Zusammensetzung eignen sich nur 17 % (1.400.000 t/a) der brennbaren Abfälle für den Einsatz in industriellen Anlagen ohne MVA-Standard.

Damit die Abfallbehandlung in thermischen und mechanisch-biologischen Anlagen ökologischen Kriterien genügen kann, muß die stoffliche Zusammensetzung der Abfälle und das Verhalten der Inhaltsstoffe in den Anlagen bekannt sein. Erst dann kann beurteilt werden, ob der Einsatz umweltverträglich erfolgt. Dies ist heute nicht immer der Fall. Es muß daher davon ausgegangen werden, daß derzeit nicht jede Tonne Abfall ökologisch gleichwertig entsorgt wird.

Die Kosten der untersuchten Szenarien sind sehr ähnlich (mit Ausnahme der rund 60 % höheren Kosten der flächendeckenden Abfallverbrennung nach MVA-Standard im Szenario 2b) und können daher nicht als Entscheidungskriterium für die Auswahl der Verfahrenskombinationen herangezogen werden.

Durch eine aktive, bewußte Zuordnung von brennbaren Abfällen zu thermischen Verwertungsanlagen mit entsprechendem Stand der Technik gemäß Szenario 5 können die Ziele des Österreichischen Abfallwirtschaftsgesetzes zu gleichen Kosten, aber weit besser als heute, erreicht werden.





10 Abkürzungsverzeichnis

µg	Mikrogramm
a	anno (Jahr)
al.	andere
bez. a.	bezogen auf
BGBI.	Bundesgesetzblatt
BL	Bundesland
BS	Brennstoff
BVE	Behandlungsanlage für ölverunreinigtes Erdreich
C	Kohlenstoff
Cd	Cadmium
Cl	Chlor
CPA	Chemisch-physikalische Behandlungsanlage für anorganische Abfälle
CPO	Chemisch-physikalische Behandlungsanlage für organische Abfälle
DM	Deutsche Mark
EbS	Entsorgungsbetriebe Simmering, Wien
FS	Feuchtsubstanz
GmbH	Gesellschaft mit beschränkter Haftung
GJ	Gigajoule
H	Wasserstoff
Hg	Quecksilber
K	Kärnten
Kg	Kilogramm
kJ	Kilojoule
KrW-/AbfG	Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz
KW	Kohlenwasserstoff
kWh	Kilowattstunde
LRK-V	Luftreinhalteverordnung für Kesselanlagen
m ³	Kubikmeter
MBA	Mechanisch-biologische Behandlungsanlagen (MBB, Restmüllsplitting und Herhof)
MBB	Mechanisch-biologische Behandlungsanlage
mg	Milligramm
Mio.	Millionen
MJ	Megajoule
Mrd.	Milliarden
MVA	Müllverbrennungsanlage
MVA+	Kurzzeichen für Industrielle Verbrennung nach MVA-Standard
MVA-	Kurzzeichen für Industrielle Verbrennung ohne MVA-Standard
MW	Megawatt
N	Stickstoff
O	Sauerstoff
OÖ	Oberösterreich
öS	Österreichische Schilling
Pb	Blei



prim.	primärer
RM	Rottematerial
S	Schwefel
sek.	sekundärer
SFr	Schweizer Franken
SFA	Stoffflußanalyse
SN	Schlüsselnummer
SNP	Sägenebenprodukte
St	Steiermark
SVA	Sondermüllverbrennungsanlage
T	Stoffverteilung (Transfer)
t	Tonne(n)
TJ	Terrajoule
TK	Transferkoeffizient
TS	Trockensubstanz
z. B.	zum Beispiel
Zn	Zink

11 Glossar

Die Bezeichnung der Abfälle erfolgt nach den Schlüsselnummern gemäß ÖNORM S 2100.

Verbrennung *nach* MVA-Standard: Verbrennung von Abfällen in Anlagen, welche die Grenzwerte von Müllverbrennungsanlagen der LRK-V *einhalten*.

Verbrennung *ohne* MVA-Standard: Verbrennung von Abfällen in Anlagen, welche die Grenzwerte von Müllverbrennungsanlagen der LRK-V *nicht einhalten*.



12 Literaturverzeichnis

- ALLPLAN Ges.m.b.H (1995) „Thermische Abfallverwertung in Niederösterreich“, Machbarkeitsstudie, Fortschreibung, Wien
- Amt der Steiermärkischen Landesregierung (1995) "Steiermärkisches Abfallwirtschaftskonzept 1995 STAWIKO 95", Amt der Steiermärkischen Landesregierung, Graz.
- Anzinger, E., Kostenbestimmende Faktoren für die Reaktordeponie und das Endlager, Diplomarbeit am Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft der TU Wien, Wien, 1995
- Arbeitsgemeinschaft Kärntner Restmüllverwertung (1996) "Thermische Restmüll-Behandlungsanlage, Optimum für Kärnten", Arbeitsgemeinschaft Kärntner Restmüllverwertung, Klagenfurt.
- AWS (1994) "Entscheidungshilfen für die Verfahrensauswahl in der Abfallwirtschaft im Raum Oberösterreich/Salzburg (EVA-ROS)", AWS.
- Baburek, H. (1995) „Biomassefeuerungsanlagen in Österreich“, Diplomarbeit, TU Wien
- Baburek, H., (1995) „Biomassefeuerungsanlagen in Österreich“, Institut für Verfahrens-, Brennstoff- und Umwelttechnik der TU-Wien, Diplomarbeit, Wien.
- Baccini, P., Brunner, P. H. (1988) „Sortierung in der Abfallwirtschaft: Wie groß ist ihr Beitrag zu einem ressourcenschonenden und umweltverträglichen Stoffhaushalt?“, Gas - Wasser - Abwasser, 68/11, 617-622
- Baccini, P., Brunner, P. H. (1991) „Metabolism of the Anthroposphere“, Springer-Verlag, Heidelberg
- Baccini, P., Daxbeck, H., Glenck, E., Henseler, G. (1993) "METAPOLIS - Güterumsatz und Stoffwechselprodukte in den Privathaushalten einer Stadt - 34A", Schweiz. Nat.-fonds z. Förder. der Wissensch..
- Baumbach, G. (1992) Luftreinhaltung, Entstehung, Ausbreitung und Wirkung von Luftverunreinigungen - Meßtechnik, Emissionsminderung und Vorschriften, 2. Auflage, Springer-Verlag
- BM für Umwelt (1995) "Bundesabfallwirtschaftsplan , Bundesabfallbericht 1995", BM für Umwelt, Wien.
- Boos, R., Neubacher, F., Reiter, B., Schindlbauer, H., Twrdik, F., (1995) "Zusammensetzung und Behandlung von Altölen in Österreich", BMfU, UBA.
- Brunner, P. H. (1992) „Wo stehen wir auf dem Weg zur Endlagerqualität?“, Österreichische Wasserwirtschaft, Sonderabdruck aus Jahrgang 44 Heft 9/10, 269-273
- Brunner, P. H., et al. (1996) "Wissenschaftliche Berichte - Band 14 - Der anthropogene Stoffhaushalt der Stadt Wien", AWS.
- Brunner, P. H., Stämpfli, D. M. (1993) „Material Balance of a Construction waste Sorting plant, Waste Management & Research, 11, 27-48



- Buchinger, B. (1996) "Deponien und Deponiepreise in Österreich", Wirtschaftskammer Österreich, Wien.
- Buchinger, B., Deponien und Deponiepreise in Österreich, Wirtschaftskammer Österreich, Wien, 1996
- Buchinger, H., Ernstbrunner, L. (1991) „Einsatz von Tissue-Abwasserschlamm in einem Zementwerk“, Wochenblatt für die Papierfabrikation 21, 845-848, zitiert in: "Behandlung von Abfällen in der Zementindustrie", UBA Monographie Band 72, 1995, UBA Wien.
- Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), Kostenstruktur schweizerischer Kehrichtverbrennungsanlagen, Umwelt-Materialien Nr. 51, Abfälle, Bern, 1996
- Bundesministerium für Umwelt (1995) "Bundesabfallwirtschaftsplan , Bundesabfallbericht 1995", BM für Umwelt, Wien.
- Bundesministerium für Umwelt, Jugend und Familie, Anlagenbedarf zur thermischen Behandlung und Verwertung von Abfällen, Band 28, Wien, 1996
- Bundesministerium für Umwelt, Jugend und Familie, Materialien zum Bundesabfallwirtschaftsplan 1992, Band 3, Kommunale Abfälle, Wien, 1992
- Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Wirtschaftlichkeitsstudie für eine Biologisch- mechanische Vorschaltanlage in Kombination mit einer thermischen Restabfallbehandlungsanlage, Stuttgart, 1995
- Bundesministerium für Umwelt, Sektion III (1996a) "Fachenquete Anforderungen an Ausrüstung und Betrieb von Anlagen zur Thermischen Behandlung von Abfällen (TA Verbrennung)", Bundesministerium für Umwelt, Sektion III, Wien.
- Bundesministerium für Umwelt, Sektion III (1996b) "Thermische Verwertung und Behandlung von Holz- und Papierabfällen", Bundesministerium für Umwelt, Sektion III, Wien.
- BUWAL (1990) "Energie aus Heizöl oder Holz? Eine vergleichende Umweltbilanz", BUWAL, Bern.
- BUWAL (1991) "Klärschlammverbrennung", BUWAL, Bern, Bern.
- BUWAL (1995) "Emissionsfaktoren für stationäre Quellen - Handbuch", BUWAL, Bern.
- BUWAL (1995) "Vom Menschen verursachte Luftschadstoff-Emissionen in der Schweiz von 1900-2010", BUWAL, Bern.
- BUWAL (1997) „Abfallentsorgung in Zementwerken“, Thesenpapier, Umwelt-Materialien Nr.?, herausgeg. Vom Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern
- Clarke, L.B., Sloss, L.L. (1992) „Trace elements - emissions from coal combustion and gasification“, IEACR/49, IAE Coal Research, London
- Danzer, M., Hruschka, A., Fleckseder, H. (1989) "Belastung von Fließgewässern durch die Zellstoff- und Papierindustrie in Österreich, Teil A - Technologie und Emissionen", Umweltbundesamt, Wien.



- Daxbeck, H., Brunner, P. H. (1993) „Stoffflußanalysen als Grundlagen für effizienten Umweltschutz“, Österreichische Wasserwirtschaft, 45, Heft ¾, 90-96
- Doedens, H. (1997) „Chancen, Möglichkeiten und Grenzen kalter und warmer Behandlung - ein Vergleich“, Seminar der Oberösterreichischen Umweltakademie „Neues in der Abfallwirtschaft“, Linz
- Dr. Graf AG (1994) "Regelungen über die Abfallentsorgung in Zementwerken - Teilbericht 1: Brennstoffe", BUWAL.
- Dreier, P. et al. (1995c) "Nicht gefährliche Abfälle, Teil B: Baurestmassen, Klärschlamm, Holzabfälle u.a., UBA Mono 65", UBA Wien.
- Dreier, P., (1995a) "Gefährliche Abfälle und Altöle. Bd.63", UBA.
- Dreier, P., (1995b) "Nicht gefährlich Abfälle; Teil A: Abfälle aus Haushalten und ähnlichen Einrichtungen. UBA-Monographie 64", UBA.
- Eibensteiner, E. & Besold, A., Auswirkungen einzelner Restabfallbehandlungsarten auf den Müllgebührenhaushalt im Auftrag der Abteilung 15-U-Umweltschutz des Landes Kärnten, 1995
- Eibensteiner, E. & Besold, A., Mechanisch-biologische Restabfallbehandlung im Auftrag der Abteilung 15-U-Umweltschutz des Landes Kärnten, 1995
- Eidg. Kommission für Abfallwirtschaft (1986) „Leitbild für die Schweizerische Abfallwirtschaft“, Schriftenreihe Umweltschutz 51, BUS, Bern
- Ernstbrunner, L. (1995) Schreiben an das UBA, zitiert in: "Behandlung von Abfällen in der Zementindustrie", UBA Monographie Band 72, 1995, UBA Wien.
- Franke, B., Franke, A., Knappe, F. (1992) „Vergleich der Auswirkungen verschiedener Verfahren der Restmüllbehandlung auf die Umwelt und die menschliche Gesundheit“, ifei-Institut Heidelberg, Im Auftrag des Ministeriums für Umwelt in Baden-Württemberg, Heidelberg
- Fricke, K. et al., Mechanisch-biologische Restabfallbehandlung (MBR) als Vorschaltanlage vor der thermischen Behandlung, in VDI Bildungswerk Seminar 43-04-01 'Energetische Verwertung von aufbereiteten Siedlungsabfällen in Industrieanlagen', Düsseldorf, 1997
- Fricke, K., Müller, M. (1994) „Anaerobe und aerobe Behandlung von Restmüll“ in: Wiemer, K., Kern, M. (Hrsg.) „Verwertung biologischer Abfälle“, M.I.C. Baeza-Verlag, Witzenhausen
- Fricke, K., Müller, W., Turk, T., Hake, J., Wallmann, R., (1997) „Mechanisch - biologische Restabfallbehandlung (MBR) als Vorschaltanlage vor der thermischen Behandlung“, im Handbuch zum Seminar „Energetische Verwertung von aufbereiteten Siedlungsabfällen in Industrieanlagen“, VDI Bildungswerk, Düsseldorf, Deutschland.
- Fricke, K., Wallmann, R., Doedens, H., Cuhls, C. (1997) „Abluftemissionen bei der mechanisch-biologischen Restabfallbehandlung“ in: Wiemer, K., Kern, M. (Hrsg.) „Bio- und Restabfallbehandlung“, M.I.C. Baeza-Verlag, Witzenhausen



- Frost, K., Österle, E., Philipsen, Ch., Fuchs, A. (1996) „Emissionsvergleich mechanisch-biologische, thermische und kombinierte Restabfallbehandlung“, Entsorgungspraxis, 11, 30-40
- Gellenbeck, K., „Logistik und Kosten in der Abfallentsorgung“ in Abfall - vermeiden, verwerten, entsorgen, ATV-Fortbildungskurs für Wassergütwirtschaft, Abwasser- und Abfalltechnik, Oktober 1996, Hennef, 1996
- Gerger, W. (1995) „Thermische Verwertung brennbarer Flüssigabfälle bei den Gmundner Zementwerken Hans Hatschek AG sowie bei den Wietersdorfer & Peggauer Zementwerken, Werk Peggau“, in: Situation der Sekundärstoffverwertung in der österreichischen Zementindustrie, Beiträge anlässlich des Fachgespräches „Zementerzeugung und Abfallwirtschaft“ am 24. Okt. 1994 im UBA Wien
- Gerling Consult Gruppe (1996) "Anlagenbedarf zur thermischen Behandlung und Verwertung von Abfällen", Bundesministerium für Umwelt, Wien.
- Gerling Consult Gruppe (1996) "Anlagenbedarf zur thermischen Behandlung und Verwertung von Abfällen", Bundesministerium für Umwelt, Jugend und Familie, Wien.
- Glinz, H.-J. (1995) „Brennstoff aus Kunststoff für die Zementindustrie“, in: Situation der Sekundärstoffverwertung in der österreichischen Zementindustrie, Beiträge anlässlich des Fachgespräches „Zementerzeugung und Abfallwirtschaft“ am 24. Okt. 1994 im UBA Wien
- Grünekle, C.E., et al., Das Trockenstabilatverfahren „Vorher Müll, nachher Brennstoff“, in VDI Bildungswerk Seminar 43-04-01 'Energetische Verwertung von aufbereiteten Siedlungsabfällen in Industrieanlagen', Düsseldorf, 1997
- Habersatter, K. (1991) „Ökobilanz von Packstoffen Stand 1990“, Schriftenreihe Umwelt Nr. 132 des Bundesamtes für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern
- Hackl, A., Mauschitz, G. (1995) „Emissionen aus Anlagen der österreichischen Zementindustrie“, Hrsg. Zement + Beton Handels- und Werbeges.m.b.H., Wien
- Hackl, A., Mauschitz, G. (1997) „Emissionen aus Anlagen der österreichischen Zementindustrie“, Hrsg. Zement + Beton Handels- und Werbeges.m.b.H., Wien
- Hämmerli, H., Zimmerli, R., Mönch, H., Baccini, P.(1988) „Flux de masses et d'éléments dans l'usine d'incinération de Cottendart avec et sans chaîne mécanique de tri“, EAWAG-Bericht Projekt-Nr.30-320, zitiert in: Baccini, P., Brunner, P. H. (1988) „Sortierung in der Abfallwirtschaft: Wie groß ist ihr Beitrag zu einem ressourcenschonenden und umweltverträglichen Stoffhaushalt?“, Gas - Wasser - Abwasser, 68/11, 617-622
- Harather, H., Haas, E., (1994) "Kraftwerk Brückl (Reststoffverbrennung)", ASA, Donau Chemie.
- Hofmann, H. (Diplomarbeit) (1993) "Stoffbilanz als Grundlage für ein Abfallwirtschaftskonzept, dargestellt am Beispiel eines altpapierverarbeitenden Betriebes", Institut.
- Hofstetter, J. (1994) "Voruntersuchungen für die mögliche Errichtung einer Müllverbrennungsanlage in Zistersdorf", Gemeinde Zistersdorf.



- Huber, J. et al., Wirtschaftlichkeit und stofflich-ökologischer Nutzwert von werkstofflichen, rohstofflichen und energetischen Verfahren des Kunststoffrecyclings, Halle, 1993
- Jägerhuber, G., Entwicklung der Abfallwirtschaft und Abfallkosten in der Steiermark in Die Österreichische Abfallwirtschaft - hohe Ziele, hohe Kosten?, Österreichische Abfallwirtschaftstagung 1997, Schriftenreihe des ÖWAV, Wien 1997
- Kneissl, P.J. et al., Der Einsatz von Produktionsanlagen zur thermischen Behandlung von Abfällen, September 1995
- Knobloch, W., Uckermann, B. (1997) „Energetische Verwertung in Kraftwerken“, Beitrag im Handbuch zum VDI Bildungswerk „Energetische Verwertung von aufbereiteten Siedlungsabfällen in Industrieanlagen“, Düsseldorf
- Knoll, F. (1988) „Verbrennung von Abfällen der Papierindustrie aus der Region Lucca“, Bericht der Entwicklung/Forschung Wärmetechnik Paukerwerke, Bericht-Nr.: B88/5af, SGP
- Knoll, F., Hrinkov, S. (1987) „Verbrennung von Abfällen der deutschen Papierindustrie“, SGP Wirbelschicht - Versuchsanlage
- Köpl A., Pichl C. (1994) "Entsorgungswirtschaft in Österreich 1 - Branchenstudie - AK Informationen zur Umweltpolitik 106", AK, Wien.
- Krammer, H., (1995) "Abfallaufkommen in Österreich. Bd.61", UBA, Wien.
- Krauss, P., Brunner, P. H. (1989) „Möglichkeiten und Grenzen der Schadstoffentfrachtung von Hausmüll durch mechanische Sortieranlagen“
- Kuchta, K. (1993) „Emissionen aus kalten Verfahren der Abfallbehandlung“, Entsorgungspraxis, 4, 206 - 208
- LAGA (1996) „Definitionen und Abgrenzung von Abfallverwertung und Abfallbeseitigung sowie von Abfall und Produkt nach dem Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz“
- Lämser, B. & Tillmann, A., Zur Bildung von Abfallgebühren und Kosten- und Leistungsrechnung in der öffentlichen Abfallentsorgung aus betriebswirtschaftlichen Sicht - Teil 1, Müll und Abfall 1/96
- Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA), Leitlinien zur Durchführung von Kostenvergleichsrechnungen, München, 1993
- Lauber, W. (1993a) "Hausmüllverbrennung zwischen Akzeptanz und Ablehnung", AK - Informationen zur Umweltpolitik.
- Lauber, W. (Diplomarbeit) (1993b) "Die Bedeutung eines altpapierverarbeitenden Betriebes für die Stoffstrombilanz einer Industrieregion", TU-Inst..
- Liebl, P. (1995] „Thermische Verwertung und Behandlung von Abfällen in der österreichischen Zementindustrie“, in: Bundesministerium für Umwelt, Sektion III (1996) "Fachene Anforderungen an Ausrüstung und Betrieb von Anlagen zur Thermischen Behandlung von Abfällen (TA Verbrennung)", Bundesministerium für Umwelt, Sektion III, Wien.
- Löffler, H. (1995) „Thermische Abfallverwertung im Ballungsraum Wien“, in: Bundesministerium für Umwelt, Sektion III (1996) "Fachene Anforderungen an Ausrüstung



- und Betrieb von Anlagen zur Thermischen Behandlung von Abfällen (TA Verbrennung)", Bundesministerium für Umwelt, Sektion III, Wien.
- Mayerhofer, G., Linsmeyer, T., Schmidt, A., Hofbauer, H. (1996) "Thermische Verwertung und Behandlung von Holz- und Papierabfällen", Bundesministerium für Umwelt, Sektion III, Wien.
- Morf, L., Schachermayer, E., Ritter, E., Brunner, P. H. (1997) „Einfluß von Input- und Prozeßparametervariationen auf die Transferkoeffizienten ausgewählter Elemente in einer Wirbelschichtfeuerung“, Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft, TU Wien, in Vorbereitung
- Moser, J., Abfallkosten aus der Sicht der AWS-Verbände in Die Österreichische Abfallwirtschaft - hohe Ziele, hohe Kosten?, Österreichische Abfallwirtschaftstagung 1997, Schriftenreihe des ÖWAV, Wien 1997
- Müller, D., Oehler, D., Baccini, P. (1995) "Regionale Bewirtschaftung von Biomasse", Hochschulverlag AG an der ETH Zürich.
- Müller, W., Fricke, K. (1993) „Mechanisch-biologische Restabfallbehandlung unter Berücksichtigung der Aerob- und Anaerobtechnik, in: Fricke, K., Thomé-Kozmiensky K.J., Neumüller, G. (Hrsg.): Integrierte Abfallwirtschaft im ländlichen Raum, EF-Verlag Berlin
- Neubacher F., (1996) Die Grundlagenstudie für eine Technische Anleitung zur thermischen Behandlung von Abfällen in: Fachenquete „Anforderungen an Ausrüstung und Betrieb von Anlagen zur thermischen Behandlung von Abfällen (TA Verbrennung“, Tagungsband zur Enquete am 20. September 1995, Wien
- Obernberger, I. (1997) „Nutzung fester Biomasse in Verbrennungsanlagen unter besonderer Berücksichtigung des Verhaltens aschebildender Elemente“, dbv-Verlag, Graz
- Obrist, A., Lang, Th (1986) „Die Möglichkeiten der schweizerischen Zementindustrie bei der Lösung des Klärschlammproblems“, Teilstudie 3 der Gesamtstudie „Nicht-landwirtschaftliche Verwertungsmöglichkeiten von Klärschlamm unter besonderer Berücksichtigung der Verbrennung im Zementofen“, Nationales Forschungsprogramm 7 - Teil D, Holderbank Verfahrenstechnik
- Oest, W., Doedens, H., Bogon, H., Rospunt, J. (1995) „Entwicklungsstand der mechanisch-biologischen Vorbehandlung (MBV) von Restabfällen, Entsorgungspraxis, 6, 423-437
- Österr. Vereinigung der Zellstoff- und Papierchemiker, et al. (1995) "Branchen Abfallwirtschaftskonzept Zellstoff- und Papierindustrie", Bundesministerium für Umwelt, Wirtschaftskammer, Wien.
- ÖWAV (1996) "Quo vadis - Abfallwirtschaft ? - Österreichische Abfallwirtschaftstagung 1996", ÖWAV.
- PeroTech, 1996 „Kunststoffflüsse und die Möglichkeiten der Wiederverwertung von Kunststoffen in Österreich, thermische Verwertung/Behandlung“, Gesellschaft für Abfallwirtschaft, Energie- und Umwelttechnik GmbH, Graz.



- Pilz, H., (1996) „Die Bedeutung von Papierflüssen und -kreisläufen für die CO₂- und CH₄-Emissionen in Österreich“, Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft, Abteilung Abfallwirtschaft der TU-Wien, Wien.
- Potential der alternativen Verfahren als Ergänzung oder Ersatz für die thermische Abfallbehandlung - Hearing zu aktuellen Fragen der Abfallwirtschaft", Bergischer Abfallwirtschaftsverb..
- Raninger, B., (1995) "Sammlung und Vermeidung kommunaler biogener Abfälle in Österreich", BMfU Sektion III, Wien.
- Reimann, D.O., Hämmerli H., (1995) „Verbrennungstechnik für Abfälle in Theorie und Praxis“, Schriftenreihe Umweltschutz, Bamberg, Deutschland.
- Reiter, B., Stroh, R. (1995) "Behandlung von Abfällen in der Zementindustrie", UBA Monographie Band 72, UBA Wien, Wien.
- Riezinger, C., Gegenüberstellung von Eigenkompostierung und Kompostierung von Biotonnenmaterial auf Gemeindeebene, Diplomarbeit am Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft der TU Wien, Wien, 1997
- Ringhofer, J., Getrennte Sammlung von Problemstoffen aus Haushalten, BMfUJF, Unveränderte Neuauflage, Wien, 1996
- Schachermayer, E., Bauer, G., Ritter, E., Brunner, P. H. (1995b) "Messung der Güter- und Stoffbilanz einer Müllverbrennungsanlage", Umweltbundesamt, Wien.
- Schachermayer, E., Mostbauer, P., Ritter, E., Lechner, P. (1992) „Untersuchungen zum Depo-nieverhalten von Faserreststoffen der Steyrermühl Papierfabrik AG und der Papierfabrik SCA Laakirchen“, Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft, TU Wien
- Schachermayer, E., Rechberger, H., Brunner, P. H., Maderner, W. (1995b) "Systemanalyse und Stoffbilanz eines kalorischen Kraftwerks", UBA, AWS, Verbund, Wien.
- Schmidt - Burr, P. (1996) „Innovative Kreislaufwirtschaft für Altreifen am Projektbeispiel Berliner Reifenwerk“, in VDI-Bericht „Verwertung von Kunststoffabfällen“, VDI Verlag
- Schmidt, A. et al. (1994), „Branchenkonzept Holz“, BMUJF, Wien
- Schmidt, E. et al., Energetische Verwertung - Nutzung von Ersatzbrennstoffen nach dem KrW-/AbFG, in VDI Bildungswerk Seminar 43-04-01 'Energetische Verwertung von aufbereiteten Siedlungsabfällen in Industrieanlagen', Düsseldorf, 1997
- Schmidt, E., Püchel, H.-J., Affüpper, M. (1997) „Energetische Verwertung, Nutzung von Ersatzbrennstoffen nach dem KrW-/AbfG“, Beitrag im Handbuch zum VDI Bildungswerk „Energetische Verwertung von aufbereiteten Siedlungsabfällen in Industrieanlagen“, Düsseldorf
- Schmidt, O., (1994) „Vergleich der Energiebilanzen von Müllverbrennung und Mülldeponierung“, Diplomarbeit, Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft der TU-Wien, Wien.
- Spaun, S., Schachermayer, E., Kaas, T., Lauber, W., Brunner, P. H. (1994) „Entscheidungshilfen für die Verfahrensauswahl in der Abfallwirtschaft im Raum Ober-



- österreich/Salzburg“, Im Auftrag der Österreichischen Landesregierung, Abfall-Verwertung-Entsorgungs-Ges.m.b.H., Salzburger Abfallbeseitigungs Ges.m.b.H., TU Wien, Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft
- Spet, G., (1995) „Das Wiener Abfallwirtschaftskonzept 1995“, Magistratsabteilung 48, Wien.
- Spindelbalker, Ch., et al. (1990) "Montanwerke Brixlegg - Wirkungen auf die Umwelt", Umweltbundesamt, Wien.
- Sprung, S. (1982) „Technologische Probleme beim Brennen des Zementklinkers, Ursache und Lösung“, Schriftenreihe der Zementindustrie, 43, Beton-Verlag Düsseldorf, zitiert in: "Behandlung von Abfällen in der Zementindustrie", UBA Monographie Band 72, 1995, UBA Wien.
- Sprung, S. (1988) „Spurenelemente - Anreicherung und Minderungsmaßnahmen“ Zement - Kalk - Gips 5 (41), 251ff zitiert in: Lahl, U., Zeschmar - Lahl, B. (1997) „Bewertungsmethoden für die energetische Verwertung in Industrieanlagen“, Beitrag im Handbuch zum VDI Bildungswerk „Energetische Verwertung von aufbereiteten Siedlungsabfällen in Industrieanlagen“, Düsseldorf
- Striedner, J., (1995) "Vermeidungs- und Verwertungskonzepte. Bd.66", UBA, Wien.
- Suter, P., Kröger, W., (1996) „Ökoinventare von Entsorgungsprozessen - Grundlagen zur Integration der Entsorgung in Ökobilanzen“, Institut für Energietechnik, Gruppe Energie-Stoffe-Umwelt, ETH-Zentrum UNL, Zürich.
- Tauber, C. (1988) "Spurenelemente in Flugaschen - Umweltschutztechnik", TÜV Verlag.
- Thüringer Ministerium für Landwirtschaft, Naturschutz und Umwelt, Mechanisch-biologische Restabfallbehandlungsanlagen, Oyten, 1996
- Tietz, H.-P., Felsen, H.-J., Thierry, A. (1996) „BRAM-Einsatz in der Zementindustrie“, Entsorgungspraxis 11, 22-25
- Tobler, H.P., Noger, D. (1994) „Beurteilung und Entsorgung der festen Rückstände von Altholzfeuerungsanlagen“, Müll und Abfall, 6, 333-344
- Turi, Ch., Windsperger, A. (1997) „Zusammenstellung der Schwermetallemissionen der österreichischen Industrie“, Forschungsinstitut für Chemie und Umwelt, TU Wien, im Auftrag der Bundessektion Industrie der Wirtschaftskammer Österreich
- Umwelt Zentrum Dortmund „Neue Möglichkeiten der Altholz-Verwertung“
- UVA (1991) „Umweltverträglichkeitsanalyse W. Hamburger AG - Pitten/NÖ, Arge Umweltbegutachtung - Umweltsanierung Wien (Hg.), Wien, zitiert in: Lauber, W. (Diplomarbeit) (1993b) "Die Bedeutung eines altpapierverarbeitenden Betriebes für die Stoffstrombilanz einer Industrieregion", TU-Inst..
- Vehlow, J., Behandlung der Rückstände thermischer Verfahren in Die Österreichische Abfallwirtschaft - hohe Ziele, hohe Kosten?, Österreichische Abfallwirtschaftstagung 1997, Schriftenreihe des ÖWAV, Wien 1997
- Vogel, G. (1994b) "Abfallwirtschaft Band 6, Behandlung v. Abfällen biochemisch, chemisch-physikalisch, thermisch", WU Inst. f. Technologie u. Warenwirtschaftslehre.



- Vogel, G., Bereitstellung und Sammlung von Abfällen, WU Wien, Institut für Technologie und Warenwirtschaftslehre, Band III, Wien, 1994
- Vogel, G., List, W. (1994) "Abfallwirtschaft Band 1, Einführung in die Abfallwirtschaft", WU Inst. f. Technologie u. Warenwirtschaftslehre.
- Vogel, W., Chovanec, A. (1989) "Belastung von Fließgewässern durch die Zellstoff- und Papierindustrie in Österreich, Teil B - Ökologie und Immissionen", Umweltbundesamt, Wien.
- Weschke, K. (1991) „Fly Ash in Concrete. Properties and Performance“ Rilem Report 7, London
- Wiemer, K., Kern, M. (1995) "Mechanisch-Biologische Restabfallbehandlung nach dem Trockenstabilisierverfahren", M.I.C. Baeza-Verlag, Witzenhausen.
- Wiemer, K., Kern, M., (1995) „Abfall - Wirtschaft, Neues aus Forschung und Praxis“, Biologische Abfallbehandlung II, Witzenhausen, Deutschland.
- Wiemer, K., Kern, M., (1995) „Abfall - Wirtschaft, Neues aus Forschung und Praxis“, Mechanisch - Biologische Restabfallbehandlung nach dem Trockenstabilisierverfahren, Witzenhausen, Deutschland.
- Windsperger, A., Turi, Ch. (1997) „Emissionserhebung der Industrie für 1993 und 1994“, Forschungsinstitut für Chemie und Umwelt, TU Wien, im Auftrag der Bundessektion Industrie der Wirtschaftskammer Österreich und der Vereinigung der Österreichischen Industrie
- Wurm, G., Wurst, F., Willitsch, F. (1996) „Erfahrungen mit der thermischen Verwertung von Kunststoffabfällen im Werk Wietersdorf der W&P-Zementwerke in Kärnten“, VDI Berichte Nr. 1288, 159-173
- Zahrer, L. (1995) „Situation der Abfallwirtschaft in Österreich“, Beitrag zur Enquete der österreichischen Zementindustrie „Zement und Umwelt“, Hrsg.: Zement + Beton Handels- und Werbeges.m.b.H., Wien
- Zeschmar-Lahl, B., Lahl, U., (1996) „Mechanisch-biologische Restabfallbehandlungsanlagen (MBA)“, Thüringer Ministerium für Landwirtschaft, Naturschutz und Umwelt, Oyten, Deutschland.



Zusätzliche Literatur für die Eruiierung der Stoffkonzentrationen in den brennbaren Abfällen
(Nummerierung für Tabelle notwendig)

- 1... Stoffbuchhaltung Österreich, Zink Endbericht, Daxbeck, Schönbauer, Brunner 1997
- 2... Der anthropogene Stoffhaushalt der Stadt Wien, Projekt Pilot Anhang, Daxbeck, Lampert u.a. Wien 1996
- 3... Thermische Verwertung und Behandlung von Holz- und Papierabfällen, BMfUJF, Band 31, Schriftenreihe der Sektion III, Wien 1996
- 4... Beitrag zur thermischen Verwertung von Reststoffen aus der Papierindustrie, Holger Schlizio, Diss. Aachen 1992
- 5... Die Bedeutung eines Altpapierverarbeitenden Betriebes für die Stoffbilanz einer Industrieregion, DI Dr. Lauber, Diplomarbeit Wien 1993
- 6... Kunststoffflüsse und Möglichkeiten der Kunststoffverwertung in Österreich, Fehring R., Brunner P. H., BMfUJF, Wien 1997
- 7... Verwertung von Kunststoffabfällen, VDI Berichte 1288 VDI Verlag 1996
- 8... Erfassung und Verwertung von Kunststoff, Sutter Hans, EF-Verlag, Berlin 1993
- 9... Getrennte Sammlung von Wertstoffen des Hausmülls: Abfallwirtschaftliche Grundlagen und ausgewählte Verfahren der getrennten Sammlung, B. Gallenkemper, H. Doedens, Erich Schmidt Verlag Berlin, 2. Auflage 1994
- 10... Die Wiederverwertung von Kunststoffen, Dr. Johannes Brandrup, Verband Kunststoffzeugende Industrie e. V., Frankfurt, Hanser Verlag Wien, München 1995
- 11... Integrated Solid Waste Management-A Lifecycle Inventory, P.R.White, M.Franke, P.Hindle, Blackie Academic & Professional, USA, 1995
- 12... Abfallverminderung: Duale Abfallwirtschaft und Kompostierung von Bioabfällen, K.J.Thomé-Kozmiensky, Berlin, EF-Verlag für Energie und Umwelttechnik, 1992
- 13... Analytische Untersuchungen zum Recycling unter Erhaltung der polymeren Matrix am Beispiel von Papier, Karton und Pappe, C.Kaiser, Dissertation TU Braunschweig, 1995
- 14... Untersuchung umweltrelevanter Parameter im Bereich eines Lederherstellenden Betriebes, Fürst Erich, Reports UBA-91-053, Umweltbundesamt, Wien, 1992
- 15... Neue Möglichkeiten der Altholzverwertung, Umweltzentrum Dortmund, 1994
- 16... Vermeidungs- und Verwertungskonzepte, J.Striedner, Umweltbundesamt, Klagenfurt, 1995
- 17... Schwermetalle und Fluor in Mineraldüngern, BUWAL, Bern, 1991, Schriftenreihe Umwelt Nr.162
- 18... Abfall- und ausgewählte Stoffflüsse der Bezirk Budweis und Neuhaus in Südböhmen, M.Weingartshofer, Endbericht EUPRI
- 19... Entscheidungshilfen für die Verfahrensauswahl in der Abfallwirtschaft im Raum Oberösterreich/Salzburg, Spaun et. al. Wien 1994, TU Wien AWS
- 20... Stickstoffbilanz des Kremstales, T.Kaas et al., TU Wien, AWS, 1994
- 21... Stickstoffbilanz des Kremstales, Anhang, TU Wien, AWS, 1994
- 22... Metapolis, Baccini et al., ETH Zürich, EAWAG, Abt. Abfallwirtschaft und Stoffhaushalt, Dübendorf 1993
- 23... Der relative Beitrag von Kompost und Klärschlamm zu ausgewählten Stoffbilanzen des Bodens, BKKB, Kernbeis et al., TU Wien, AWS, 1995
- 24... Metabolism of the Anthroposphere, Baccini, Brunner, Springer Verlag Berlin, Heidelberg, 1991



- 25...Der anthropogene Stoffhaushalt der Stadt Wien Projekt Pilot, Daxbeck, Lampert u.a. Wien 1996
- 26...Recycling International, K.J.Thomé-Kozmiensky, EF-Verlag für Energie- und Umwelttechnik GmbH, 1984
- 27...Der Stickstoffhaushalt in der Schweiz, Anhänge zum Bericht der Eidgenössischen Gewässerschutzkommission, April 1993
- 28...Dynamik von Altstoff-Märkten: Altpapier, Schriftenreihe Umweltschutz Nr.120, BUWAL, Bern, Juli 1990
- 29...Fortbildungskurs ABFALL vermeiden, verwerten, entsorgen, Geiger W.F., ATV-Fachausschuß 6.1, Fulda, Okt. 1996
- 30...Die Stoffflußanalyse als Instrument für eine nachhaltige urbane Entwicklung, Daxbeck et al., TU Wien Abt. AWS, 1994
- 31...Eintrag organischer und anorganischer Schadstoffe in den Abfall über Produkte, J. Giegrich et al., ifeu-Institut, Heidelberg, Dez. 1993
- 32...Spurenelemente in der Umwelt, Fiedler H.J., Rösler H.J., Gustav Fischer Verlag, Jena 1987
- 33...Systemanalyse und Stoffbilanz eines kalorischen Kraftwerkes - SYSTOK - Schachermayer et al, TU Wien, AWS, 1995
- 34...Messung der Güter- und Stoffbilanz einer Müllverbrennungsanlage, Endbericht, Schachermayer et al., TU Wien, AWS, 1994
- 35...Abfallentsorgung in Zementwerken, BUWAL, Bern, April 1997
- 36...Regionaler Stoffhaushalt, Baccini P. , Bader H.-P., Spektrum Akademischer Verlag, 1996
- 37...Sekundärrohstoff Holzasche, I. Obernberger, Inst. f. Verfahrenstechnik, TU Graz, 1994
- 38...Verbrennungstechnik für Abfälle in Theorie und Praxis, Reimann D.O., Hämmerli H. , Schriftenreihe Umweltschutz Bamberg 1995
- 39...anonym
- 40...Machbarkeitsstudie zur thermischen Abfallverwertung in Niederösterreich, AVN, 1995
- 41...Gerbereichemie und Gerbereitechnologie, Stather F., Akademie Verlag Berlin, 1957
- 42...Zusammensetzung und Behandlung von Altölen in Österreich, Boos et al., UBA, Band 54, Wien 1995
- 43...Automobilrecycling, Schmidt J., Leithner R., Springer Verlag, 1995
- 44...Untersuchung zur Reststoffsituation in der Papier, Pappe und Karton erzeugenden und verarbeitenden Industrie, Bundesministerium für Forschung und Technologie, UBA, BRD, 1995
- 45...Altölbeseitigung, Möller U.J. et al., expert-Verlag, 1988
- 46...Recycling von Kunststoffen, Menges G., Michaeli W., Bittner M., Carl Hanser Verlag, München Wien, 1992
- 47...Essentielle Spurenelemente in der Nahrung, Pfannhauser W., Springer-Verlag, Berlin, 1988
- 48...Mercury In The Ecosystem, Sachinath Mitra, Trans Tech Publications 1986, Switzerland-Germany-UK-USA
- 49...Thermische Abfallbehandlung, K.J.Thomé-Kozmiensky, EF-Verlag für Energie- und Umwelttechnik GmbH, 1994
- 50...Lehrbuch der Bodenkunde, Schachtschabel P. et. al., Enke Verlag, Stuttgart, 1984
- 51...Der relative Beitrag von Kompost und Klärschlamm zu ausgewählten Stoffbilanzen des Bodens, Brunner P.H., Stark W., Kernbeis R., TU Wien, AWS, 1995





13 Anhang

- Anhang 1: Berechnung und Abschätzung über Aufkommen, Entsorgung und Verwertung der brennbaren Abfälle in Österreich
- Anhang 2: Stoffkonzentrationen und Trockensubstanz der brennbaren Abfälle in Österreich
- Anhang 3: Papierindustrie: Klassische Emissionen und Schwermetallemissionen der Papierindustrie
- Anhang 4: Zementindustrie: Stoffkonzentrationen der primären und sekundären Brennstoffe der Zementindustrie, Transferkoeffizienten der Zementindustrie
- Anhang 5: Anwendung der Kriterien auf Abfälle nach Schlüsselnummern
- Anhang 6: Güter- und Stoffbilanzen aller Szenarien
- Anhang 7: Heizwerte der brennbaren Abfälle, Energiebilanzen der Szenarien
- Anhang 8: Kosten der Szenarien, Rechenbeispiele bei unterschiedlichen Kosten
- Anhang 9: Kritisches Luftvolumen
- Anhang 10: Aschegehalt der brennbaren Abfälle und Deponievolumenverbrauch
- Anhang 11: Stofflicher Wirkungsgrad