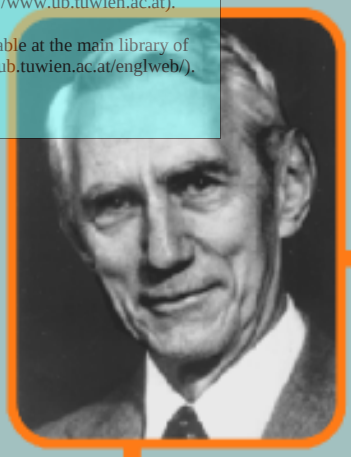
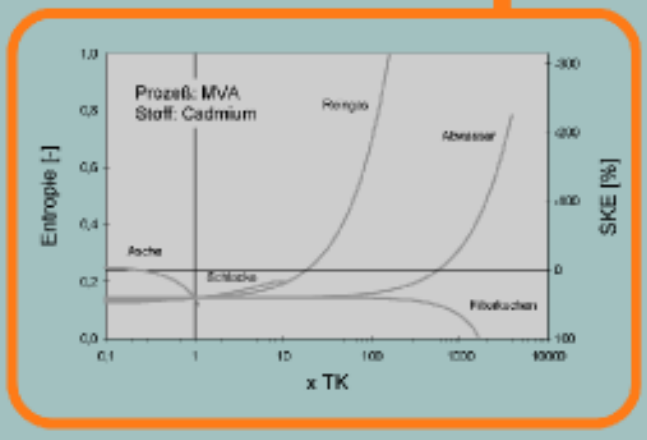
Die approbierte Originalversion dieser Dissertation ist an der Hauptbibliothek der Technischen Universität Wien aufgestellt (http://www.ub.tuwien.ac.at).

The approved original version of this thesis is available at the main library of the Vienna University of Technology (http://www.ub.tuwien.ac.at/englweb/).



Helmut Rechberger

Entwicklung einer Methode zur Bewertung von Stoffbilanzen in der Abfallwirtschaft



TU Wien

DISSERTATION

Entwicklung einer Methode zur Bewertung von Stoffbilanzen in der Abfallwirtschaft

ausgeführt zum Zwecke der Erlangung des akademischen Grades eines Doktors der technischen Wissenschaften unter der Leitung von

o. Univ.-Prof. Dr. Paul H. Brunner
Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft

eingereicht an der Technischen Universität Wien
Fakultät für Bauingenieurwesen

von

Dipl.-Ing. Helmut Rechberger

Wien, im März 1999

Vorwort

Die Abfallwirtschaft der letzten zwei Jahrzehnte war gekennzeichnet einerseits durch eine zunehmende Regelungsdichte und andererseits durch stark ansteigende Kosten. Heute stellt die Abfallwirtschaft ein eng gewobenes Netz von Maßnahmen legistischer, logistischer und technischer Maßnahmen auf hohem Niveau dar. Aufgrund sich ändernder ökonomischer Rahmenbedingungen wird derzeit oft die Frage gestellt, ob die Verwertung, Behandlung und Beseitigung von Abfällen nicht kostengünstiger und dennoch zielführend durchgeführt werden könnte. Um diese Frage zu beantworten, bedarf es eines geeigneten Instrumentariums zur Bewertung abfallwirtschaftlicher Maßnahmen. Dieses existiert derzeit noch nicht im notwendigen Ausmaß. Wohl stehen beispielsweise Methoden zur Bewertung von Emissionen von thermischen Anlagen oder von Deponien zur Verfügung. Abfallwirtschaftliche Szenarien werden oft anhand von Ökobilanzen oder Lebenszyklusanalysen miteinander verglichen und gegeneinander gewertet. Alle bisherigen Instrumente zur Bewertung haben jedoch den Nachteil, daß sie nicht zu unterscheiden vermögen, ob ein Stoff durch die Verwertung/Behandlung konzentriert oder verdünnt wird, d.h. ob eine Entropieänderung durch den Prozeß eintritt. Dies ist deshalb ein schwerwiegender Mangel, weil damit Verfahren, die Stoffe aufkonzentrieren, sodaß sie später leichter wieder genutzt werden können, nicht belohnt werden, oder Verfahren, die auf dem Verdünnungsprinzip basieren, nicht bestraft werden.

Daß Beurteilungsinstrumente für abfallwirtschaftliche Maßnahmen auch Aspekte der Entropie berücksichtigen sollten, ist keine neue Erkenntnis. Allerdings wurde bisher meist der thermodynamische Entropiebegriff verwendet, der sich aber nie für die Praxis operationalisieren ließ. In der vorliegenden Arbeit wird nun zum ersten Mal eine entropiebasierende Bewertungsmethode präsentiert, die für abfallwirtschaftliche Fragen maßgeschneidert ist, und die geeignet ist, um verschiedene Verfahren, Konzepte und Szenarien miteinander quantitativ zu vergleichen. Diese Methode beruht nicht auf der thermodynamischen Definition der Entropie, sondern auf der Shannon Entropie, die für die Informationswissenschaften entwickelt wurde.

Die Arbeit schließt somit eine wichtige letzte Lücke im Bewertungsinstrumentarium der Abfallwirtschaft. Es ist ihr zu wünschen, daß sie oft gelesen, gut verstanden und immer angewendet wird.

Wien, den 1. Oktober 1999 Prof. Dr. Paul H. Brunner

Kurzfassung

In der Abfallwirtschaft besteht großer Bedarf an verläßlichen Bewertungsmethoden zur Auswahl von geeigneten Verfahren. Bisher wurde die *Stoffsteuerung*, definiert als die gezielte Steuerung von Abfallinhaltsstoffen in die Produkte einer Abfallbehandlungsanlage, bei der Auswahl noch kaum als Entscheidungskriterium herangezogen. Derzeit gibt es ausschließlich Methoden, die einzelne Emissionen von Verfahren bewerten können. Da moderne Abfallbehandlungsanlagen die heutigen Emissionsgrenzwerte um ein bis zwei Größenordnungen unterschreiten können, betragen diese Emissionen häufig weniger als 0,1% des Gesamtflusses eines Stoffes. Die alleinige Bewertung von Emissionen führt daher zu einseitigen Resultaten. In dieser Arbeit wurde eine Methode entwickelt, welche die *quantitative* Beurteilung der Stoffsteuerung *in alle Produkte* (Emissionen und Reststoffe) eines Verfahrens erlaubt.

Die Ziele der Abfallwirtschaft sind *Schutz von Mensch und Umwelt* und *Ressourcenschonung*. Um diese bestmöglich erfüllen zu können, müssen Behandlungsverfahren anorganische Schadstoffe konzentrieren. Das bedeutet, Stoffe aus dem Abfall in einen geeigneten Reststoff von geringer Masse zu transferieren. Das Ausmaß dieses Konzentrierungsvorgangs wird in der vorliegenden Arbeit als *Stoffkonzentrierungseffizienz* (SKE) eines Systems definiert. Zur quantitativen Beschreibung der SKE werden die Resultate einer *Stoffflußanalyse* und ein Formalismus, der von der *statistischen Entropie* abgeleitet wurde, herangezogen. Mehrere stoffspezifische SKE-Werte werden durch Bezug auf die geogenen Stoffkonzentrationen in den Referenzmedien Luft, Wasser, Erdkruste etc. gewichtet und zu einem Gesamtbewertungswert (SKE_{tot}) aggregiert.

Mit der entwickelten Methode ist es möglich, Stoffbilanzen von verschiedensten Anlagen, mit unterschiedlicher Anzahl und Zusammensetzung an Emissionen und Reststoffen, zu vergleichen. Darüber hinaus können Kombinationen von Verfahren (Prozeßketten) bewertet werden. Der Aspekt des *Umweltschutzes* wird in einem konservativen Ansatz durch den Bezug auf geogene Stoffkonzentrationen erfaßt. Ersetzt man diese durch Grenzwerte, kann prinzipiell auch die Toxikologie eines Stoffes in das Ergebnis eingehen. In den untersuchten Beispielen zeigt sich, daß eine Überschreitung strenger Grenzwerte in der Regel auch mit einem relevanten Entropieanstieg verbunden ist. Der Aspekt der *Ressourcenschonung* wird von der vorgestellten Methode vollständig erfaßt. Eine hohe SKE hat immer eine hohe Wiederverfügbarkeit eines Stoffes zur Folge.

In der vorliegenden Arbeit wurden die Stoffkonzentrierungseffizienzen verschiedenster Verfahren hauptsächlich für wichtige Metalle (Cd, Cu, Hg, Pb, Zn), bestimmt. Es zeigt sich, daß thermische Verfahren derzeit die höchste SKE aufweisen. Sortierprozesse können den Entropieanstieg vor der Deponierung reduzieren, sie können jedoch nicht Abfallbehandlungsverfahren mit effizienter Stoffsteuerung ersetzen. Die vorgestellte Methode kann nicht nur zur Analyse der Stoffsteuerung bereits existierender Systeme, sondern auch als *Instrument zur Entwicklung neuer effizienter Verfahren* eingesetzt werden.

Abstract

Decision making in waste management requires reliable methods to evaluate waste treatment processes. So far, evaluation methods have mainly been based on environmental performances, recycling rates, public acceptance, and costs. In this thesis, the topic of substance management is introduced as an additional decision criteria. The characteristics of a process to dilute or concentrate substances are measured by means of substance flow analysis, and evaluated by a formalism derived from statistical entropy. In order to evaluate and compare different waste treatments, the *Substance Concentrating Efficiency (SCE)* of a treatment is defined. The method allows to compare substance balances of various single processes having different emissions and residues, as well as combinations of processes such as entire waste treatment systems. Examples are given for selected waste management options such as incineration and mechanical-biological treatment. Based on the SCE methodology, it appears, that with present technology, waste incineration is superior to centralized sorting and land-filling. It is suggested, that this tool is used for future evaluation and design of waste treatment systems.

Danksagung

Die vorliegende Arbeit entstand bei Professor Dr. Paul H. Brunner am Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft der Technischen Universität Wien. Für die Möglichkeit diese Arbeit zu verfassen, die vielen Anregungen und Impulse, die den Fortgang fortlaufend unterstützt haben und die umsichtige Betreuung, gebührt ihm mein besonderer Dank.

Herrn Professor Dr. Gerhard Vogel vom Institut für Technologie und Warenwirtschaftslehre der Wirtschaftsuniversität Wien danke ich ganz herzlich für die engagierte Übernahme des Koreferats.

Den Professoren der TU Wien Dr. Peter Gruber vom Institut für Analysis und Technische Mathematik, Dr. Klaus Felsenstein vom Institut für Statistik, Wahrscheinlichkeitstheorie und Versicherungsmathematik und Dr. Wilhelm Schneider vom Institut für Strömungslehre und Wärmeübertragung möchte ich für ihre Ratschläge in Detailfragen danken.

Herzlich danken möchte ich allen meinen Kolleginnen und Kollegen am Institut, deren Arbeiten die Datenbasis für diese Arbeit gelegt haben. Speziell danken möchte ich Dr. Leo Morf für die vielen anregenden Diskussionen und die Bereitschaft, sich mit der Methode auseinander zu setzen.

Danken möchte ich Inge Hengl für die Gestaltung vieler Graphiken, Gerhard Müller für die Gestaltung und Bearbeitung des Einbands und Susanne Häberle für die Durchsicht des Manuskriptes.

Nicht zuletzt gilt mein besonderer Dank meinen Eltern und Heidi für ihre tatkräftige und liebevolle Unterstützung während meiner Ausbildung an der Universität.

Inhaltsverzeichnis

Kurzfassung ..... **I**

Abstract ..... **II**

1 Einleitung **1**

2 Ziele und Fragestellung **6**

3 Methode **8**

3.1 Allgemeine Herleitung der Methode und *qualitative* Definition der Stoffkonzentrierungseffizienz eines Prozesses 8

3.2 Mathematische Beschreibung der Methode 13

3.2.1 Allgemeines und Nomenklatur 13

3.2.2 Entwicklung der Methode und *quantitative* Definition der Stoffkonzentrierungseffizienz eines Prozesses 14

3.2.2.1 Methode für feste Güter eines Prozesses (Reststoffmodell) 14

3.2.2.2 Erweiterung der Methode auf alle Güter eines Prozesses (Gesamtmodell) 20

3.2.2.3 Analyse der Unsicherheit der H-Funktion 27

3.2.2.4 Gewichtung von Stoffen 28

3.2.2.4.1 Reststoffmodell 28

3.2.2.4.2 Gesamtmodell 32

3.3 Benennung, Anwendung und Grenzen der Methode 33

3.4 Entropie 35

3.4.1 Überblick über den Begriff und Folgerungen 35

3.4.2 Entropie in der Abfallwirtschaft 39

4 Resultate **43**

4.1 Vergleich von Prozessen 43

4.1.1 Müllverbrennungsanlagen 43

4.1.1.1 Beschreibung der Verfahren 43

4.1.1.2 Vergleich der Stoffkonzentrierungseffizienzen im Reststoff- und Gesamtmodell 46

4.1.1.3 Analyse der Konzentrations-Masseverteilungen der festen Reststoffe 55

4.1.1.4 Verdünnung der Emissionen im Modell und in der Realität 57

4.1.1.5 Einfluß unterschiedlicher Inputkonzentrationen auf den Verfahrensvergleich 59
4.1.1.6 Vergleich der inneren und äußeren Bilanz der MVA B 60
4.1.1.7 Stabilität der H-Funktion 62
4.1.1.8 Folgerungen aus Kapitel 4.1.1 64
4.1.2 Baurestmassensortieranlagen 65
4.1.2.1 Beschreibung der Verfahren 65
4.1.2.2 Vergleich der Verfahren 69
4.2 Vergleich von Systemen 71
4.2.1 Kombination aus Mechanisch-biologischer und Thermischer Behandlung 71
4.2.1.1 Behandlung der Leichtfraktion in einer "*neuartigen*" industriellen Feuerungsanlage mit weitergehender Rauchgasreinigung 73
4.2.1.2 Behandlung der Leichtfraktion in einer *konventionellen* industriellen Feuerungsanlage mit weitergehender Rauchgasreinigung 76
4.2.1.3 Behandlung der Leichtfraktion in konventionellen industriellen Feuerungsanlagen *ohne* weitergehende Rauchgasreinigung 77
4.2.1.3.1 Miteinbeziehung der Deponie in das System 78
4.2.1.4 Folgerungen aus Kapitel 4.2 81
4.3 Anwendung der Methode auf regionale Stoffbilanzen 82
4.4 Folgerungen zur Bewirtschaftung von Abfällen aus den Privaten Haushaltungen 89
5 Zusammenfassung und Schlußfolgerungen 94
6 Literatur 101
7 Verzeichnisse und Glossar 109
7.1 Verzeichnis der Abkürzungen und Indizes 109
7.2 Verzeichnis der Abbildungen 112
7.3 Verzeichnis der Tabellen 115
7.4 Glossar 117
8 Anhang 121
8.1 Einfluß der Emissionen von Cd, Hg, Pb, Zn und Cu auf die SKE der MVA A 121
8.2 Einfluß der Emissionen von Cd, Hg, Pb, Zn und Cu auf die SKE der MVA B 123
8.3 Einfluß der Verteilung von Cd, Hg, Pb und Cu in den Reststoffen auf die SKE der MVA A 126

8.4 Ausgewählte Stoffverteilungen der MVA A 128
8.5 Einfluß der Verteilung von Cd, Hg, Pb und Cu in den Reststoffen auf die SKE der MVA B 129
8.6 Ausgewählte Stoffverteilungen der MVA B 131
8.7 Standardabweichungen der Stoffkonzentrationen in den Reststoffen der MVAen A und B 132
8.8 Einfluß der Cd- und Hg-Konzentrationen im Input auf die SKE der MVAen A und B 132
8.9 Inputdaten zur Berechnung der SKE der Baurestmassensortieranlagen 133
8.10 Inputdaten zu Kapitel 4.2 134
8.11 Inputdaten zu Kapitel 4.3 135
8.12 Inputdaten zu Kapitel 4.4 136
8.13 Zuordnung der Literaturzitate zu den Auswahlkriterien 138
8.14 Restmüllmatrix 139

1 Einleitung

Die Ziele der europäischen Abfallwirtschaft und hier im speziellen der österreichischen, deutschen und schweizerischen Abfallwirtschaft können unter den Zielen des *langfristigen Schutzes von Mensch und Umwelt* und der *Ressourcenschonung* zusammengefaßt werden [75/442/EWG], [91/156/EWG], [KrW-/AbfG, 1994], [EKA, 1986]. Eine sehr konkrete Darstellung dieser Ziele findet sich z.B. im österreichischen Abfallwirtschaftsgesetz [AWG, 1990]:

1. Schutz von Mensch und Umwelt
2. Schonung von Ressourcen und Energie
3. Schonung von Deponieraum
4. Nachsorgefreie Deponie (Vorsorgeprinzip)

Die Abfallwirtschaft muß derart gestaltet werden, daß diese Ziele bestmöglich erfüllt werden können. Der folgende stellvertretende Blick in die österreichische Abfallwirtschaft zeigt, daß dazu viele Varianten und Kombinationen von Verfahren zur Verfügung stehen. Es stellt sich die Frage, mit welcher dieser oder zukünftig anderer Optionen obige Ziele am besten erfüllt werden können. Damit ist wiederum die Frage verbunden, mit welchen Bewertungsmaßstäben die Zielerreichung dieser Optionen beurteilt werden kann. Es besteht somit großer Bedarf an Bewertungsmethoden zur Auswahl von geeigneten Abfallbehandlungs- und Recyclingprozessen. In der vorliegenden Arbeit wird der derzeit bestehende Satz an Bewertungsmethoden um eine weitere ergänzt. Diese neue Methode berücksichtigt einen wesentlichen Aspekt, der sich zwingend aus den Zielen der Abfallwirtschaft ergibt und bisher vernachlässigt wurde.

Die Situation der österreichischen Abfallwirtschaft in den 90er Jahren

Neue Gesetze und darauf aufbauende Verordnungen ([AWG, 1990], [DVO, 1996], [BTVO, 1991][1], [98/49/EG]) erfordern zukünftig die Behandlung eines beträchtlichen Anteils der Abfälle vor der Deponierung. So werden Behandlungsprozesse für rund 5 Mio. t/a brennbarer Abfälle [Fehringer et al., 1997], aber auch für rund 6 Mio. t/a mineralischer Abfälle wie Bauschutt, Straßenaufbruch, Betonabbruch, etc. benötigt [Domenig, 1998].

Für die Behandlung der Gesamtheit der brennbaren Abfälle stehen aufgrund der in der Deponieverordnung festgelegten Grenzwerte derzeit prinzipiell zwei Varianten zur Verfügung: (1) Die thermische Entsorgung und (2), ausschließlich für Hausmüll und hausmüllähnliche Abfälle, die mechanisch-biologische Behandlung der Abfälle. Bei letzterer wird der Abfall mechanisch in zwei Fraktionen getrennt. Die sogenannte Leichtfraktion wird thermisch entsorgt, die andere Fraktion (Rotteprodukt) wird vor der Deponierung gerottet. Innerhalb dieser beiden Entsorgungsvarianten gibt es eine Vielzahl von Verfahren, die unterschiedlichste Emissionen, Produkte und Reststoffe produzieren. Auch sollen zukünftig vermehrt Abfälle in verschiede-

[1] eigene Abkürzung für die "Baurestmassen Trennverordnung"

nen industriellen Prozessen energetisch genutzt werden können. Diesbezügliche EU-Richtlinien (Council Directive [94/67/EC] on the incineration of hazardous waste) sind auf nationaler Ebene bereits umgesetzt ([VOVgef.A, 1999][2], [VOVgef.Agew.B, 1999][3]), bzw. werden bald von der Europäischen Gemeinschaft erlassen (draft: proposal for a Council Directive on the incineration of waste, vom Sept. 1998). Zusätzlich sei auf die seit geraumer Zeit geführte Diskussion über den Vergleich der Vorteile der stofflichen und energetischen Verwertung von Abfällen verwiesen. Somit müssen nicht nur Entsorgungsprozesse, sondern auch Sammel-, Recycling- und Produktionsprozesse hinsichtlich ihres Beitrages zur bestmöglichen Zielerfüllung in der Abfallwirtschaft untersucht werden.

Auswahlkriterien und Bedeutung der Stoffsteuerung

Folgende Auswahlkriterien für diese Vielzahl an Varianten werden in der Literatur herangezogen: Energieausbeute und/oder Energieaufwand; Volumenreduktion; Flächenbedarf; Aufwand für die Abfallaufbereitung; Wirtschaftlichkeit; Entwicklungsstand; Sicherheit; Arbeitshygiene; flüssige und/oder gasförmige Emissionen; direkt und/oder indirekt substituierte Emissionen; Auslaugtests und/oder Sickerwasserkonzentrationen; mechanische Eigenschaften, Menge und/oder Einsatz- bzw. Absatzmöglichkeiten der Reststoffe, seltener deren stoffliche Zusammensetzung [Gebler, 1992], [IFEU, 1992], [Mayer et al., 1993], [Axthammer, 1993], [Kuchta, 1993], [Lahl et al., 1994], [Depmeier et al., 1995], [Linder et al., 1995], [Nottrodt, 1995], [Oest et al., 1995], [Spillmann et al., 1995], [Turk et al., 1995], [Scheffold, 1995], [Pahl, 1995], [Ryser, 1996], [Frost et al., 1996a], [Frost et al., 1996b], [Blume, 1996], [Jager et al., 1997], [Doedens, 1997], [Stahlberg & Calaminus, 1998], [Kaimer & Schade, 1999]. Eine Zuordnung der Literaturstellen zu den einzelnen Auswahlkriterien findet sich im Anhang 8.13.

Es zeigt sich, daß die *Stoffsteuerung*, definiert als die gezielte Steuerung der Abfallinhaltsstoffe in die Outputgüter eines Prozesses, bei der Auswahl von Verfahren eine noch untergeordnete Rolle spielt. Die Ziele der Abfallwirtschaft sind jedoch hauptsächlich *stofflich* orientiert [Brunner, 1992b], [NUP, 1995], [BAWP, 1995]: Sowohl das Gefährdungspotential als auch das Ressourcenpotential entstehen vorwiegend durch Stoffe (z.B. org. Verbindungen im Deponiesickerwasser, Hg im Abgas, C als Energieträger, Fe in Form von Schrott, Schlacke als Baustoff[4]). Umweltschutz und Ressourcenschonung bedeuten demnach auch, daß Stoffe und Güter innerhalb der Anthroposphäre umweltverträglich eingesetzt und rezykliert werden müssen und jener Anteil, der aus thermodynamischen Gründen ausgeschleust werden muß, in stoffspezifisch geeignete Senken gesteuert wird. Letzteres gilt in der Regel nicht für organische Stoffe (organische Verbindungen), da diese gemäß den Zielen der Abfallwirtschaft durch den Behandlungsprozeß vollständig mineralisiert[5] werden müssen [Brunner, 1989] und nicht

[2] eigene Abkürzung für die Verordnung über die Verbrennung gefährlicher Abfälle (Umweltministerium)
[3] eig. Abk. f. d. VO über d. Verbrennung gef. Abfälle in gewerblichen Betriebsanlagen (Wirtschaftsministerium)
[4] Die Einsatzmöglichkeit der Schlacke ist hauptsächlich durch ihre stoffliche Zusammensetzung limitiert.
[5] Mineralisierung: Umwandlung organischer Verbindungen zu CO_2 und H_2O.

in die Umwelt gelangen dürfen. Die vorliegende Arbeit beschränkt sich daher auf anorganischer (Schad)stoffe.

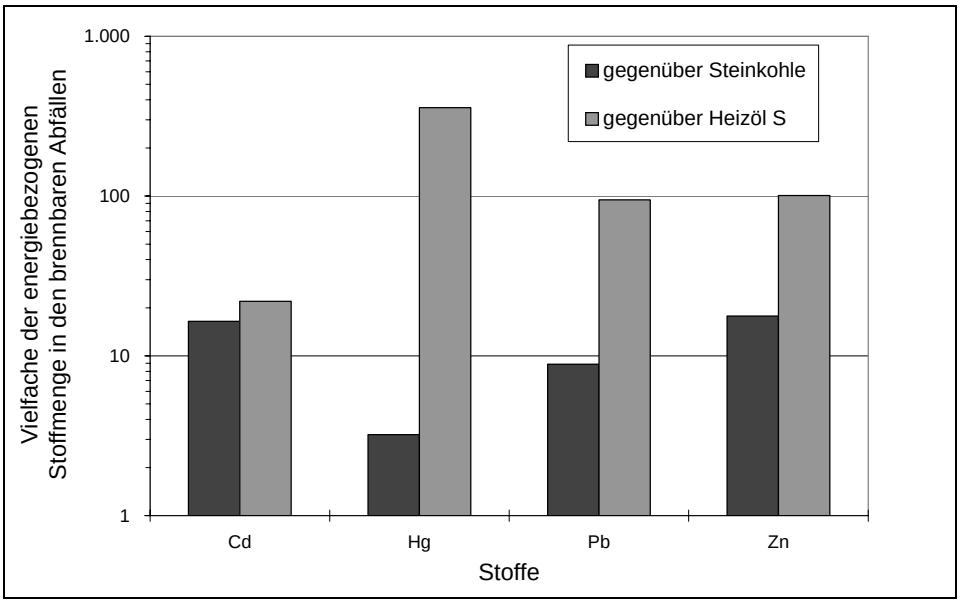


Abbildung 1-1: Vielfache der energiebezogenen Stoffmengen ausgewählter Schwermetalle in den brennbaren Abfällen Österreichs (H_u > 5 MJ/kg, $\varnothing H_u \approx 13$ MJ/kg) gegenüber Steinkohle und Heizöl S; Daten aus [Fehringer et al., 1997]

Untersuchungen [Fehringer et al., 1997] über die stoffliche Zusammensetzung jener 5 Mio. t/a brennbarer Abfälle, die in Zukunft in Österreich zu behandeln sind, zeigen, daß für einige Metalle die energiebezogenen Stoffmengen in diesen Abfällen jene in den fossilen Energieträgern Steinkohle bzw. Heizöl um ein bis zwei Größenordnungen übersteigen (vergl. Abbildung 1-1). Es ist somit evident, daß bei der Gestaltung einer umweltverträglichen Abfallwirtschaft stoffliche Aspekte Vorrang gegenüber energetischen haben. Dies bestätigt auch eine Abschätzung des Energiepotentials aller brennbaren Abfälle, das bei rund 7%, gemessen an den nationalen Primärenergieflüssen [Morf, 1998], bzw. für Siedlungsabfälle bei 2% [Brunner, 1989] liegt. Dieses energetische Potential muß im Vergleich zum stofflichen Potential gesehen werden, das für einige Schwermetalle (Cd, Hg, Pb, Zn) wesentlich höher ist (vergl. Tabelle 3-1, S. 9).

Stoffbilanzen, wie sie mit Hilfe der Methode der Stoffflußanalyse [Baccini & Brunner, 1991], [Daxbeck & Brunner, 1993] durchgeführt werden, bilden die Grundlage, um die Auswahl von Abfallbehandlungsverfahren in puncto Stoffsteuerung und Zielerfüllung der Abfallwirtschaft zu treffen. Stoffbilanzen erlauben es im untersuchten System, (1) die wichtigen Flüsse zu identifizieren sowie (2) Veränderungen im Bestand (Lagerentwicklungen) zu beobachten und vorherzusagen. Bewertet werden anthropogene Flüsse und Lager anhand von Grenzwerten oder durch den Vergleich mit den korrespondierenden geogenen Flüssen und Lagern (Anthropogene - geogene Referenzmethode [Brunner, 1992a], [Brunner & Baccini, 1992], [SUSTAIN, 1994]).

Motivation zur Entwicklung einer neuen Methode

Die zu bewertenden Prozesse und Systeme können rasch komplizierte Formen annehmen (vergl. Abbildung 1-2). Eine Vielzahl von Stoffflüssen und Lagern sind dann zu untersuchen und gegenseitig in ihrer Bedeutung abzuwägen. Es ist unumgänglich, Ergebnisse zusammenzufassen, um schlußendlich zu einem oder wenigen Bewertungswerten zu kommen. Erst dadurch wird es ermöglicht, Maßnahmen zur Stoffsteuerung von Systemen inkl. deren zeitliche Entwicklung (Zeitreihen) zu vergleichen.

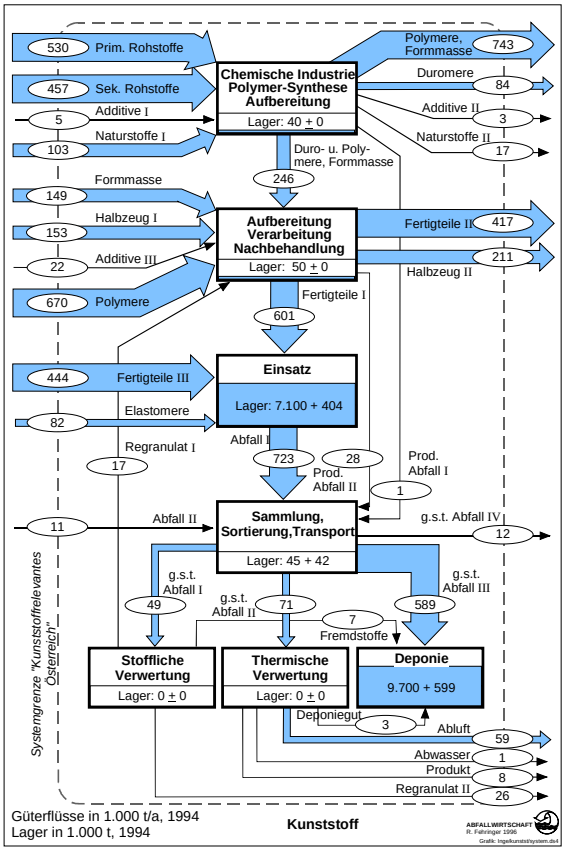


Abbildung 1-2: Kunststoffflüsse in Österreich; [Fehringer & Brunner, 1997]; Güter- und Stoffbilanzen komplizierter Systeme sind je nach Fragestellung nicht mehr einfach zu bewerten. Man benötigt daher fallweise Methoden, um solche Bilanzen und deren zeitliche Veränderungen hinsichtlich der Ziele der Abfallwirtschaft richtig interpretieren zu können.

Bewertungsmethoden, die eine Aggregation mehrerer Stoffflüsse ermöglichen, gibt es bisher nur für gasförmige und flüssige Emissionen, jedoch nicht gesamthaft für alle Stoffflüsse durch ein System. Zu nennen wären hier besonders die Methode der kritischen Volumina [BUS, 1984], die Eco-indicator 95 Methodik [Goedkoop, 1995] und die Methode der ökologischen Knappheit [BUWAL, 1998]. All diese sind alle dem Gebiet des Life Cycle Assessment zuzuordnen. Die letztgenannte bewertet auch Reststoffe, jedoch werden nur mengenmäßige Aspekte berücksichtigt (Deponieraum), nicht stoffliche. Eine umfassende Aufzählung von Bewertungsmethoden dieser Art findet sich in [SETAC, 1996]. Allgemein beziehen sich die in der Methodik des Life Cycle Assessment eingesetzten Equivalency Factors zur Gewictung

von Stoffflüssen (Charakterisierung) und die verwendeten Wirkungskategorien[6] ausschließlich auf direkte und indirekte Emissionen[7] von Systemen [Guinée et al., 1996], [SETAC, 1996], [Zimmermann et al., 1996], [Hellweg, 1997]. Daß dies zumindest in der Abfallwirtschaft ein Manko darstellen kann, zeigt die folgende Abbildung:

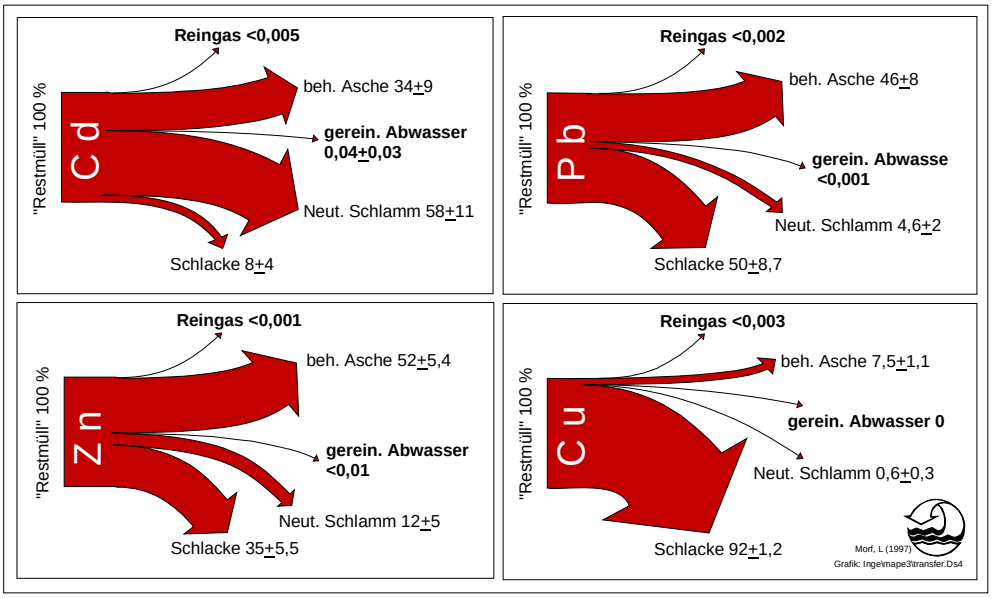


Abbildung 1-3: Verteilung ausgewählter Stoffe auf die Produkte einer MVA nach dem Stand der Technik. Die flüssigen und gasförmigen Emissionen (= fett) betragen weniger als 0,1% der Gesamtstoffflüsse; [Morf et al., 1997a]

Man darf davon ausgehen, daß moderne Abfallbehandlungsanlagen die heutigen Grenzwerte für gasförmige und flüssige Emissionen gesichert unterschreiten. Stoffflüsse in Emissionen sind deshalb für viele Stoffe minimal. Abgesehen vom Input sind diese Emissionen dann vor allem ein Ergebnis der eingesetzten sekundären Filter- und Reinigungstechnologie und daher nur mehr bedingt vom eingesetzten primären Verfahren (Verbrennung, Pyrolyse, Vergasung, Hochtemperaturverbrennung, Rotte, etc.) abhängig. Die relevanten Unterschiede werden folglich in den Reststoffen auftreten, die sehr unterschiedlich zusammengesetzt sein können (Schlacke, Aschen, behandelte Aschen, Gips, Salze, Rotteendprodukt, Eisenschrott, Nichteisenmetalle, Schwermetallkonzentrate, mineralische und metallische Granulate, etc.). Bewertungsmethoden, die sich ausschließlich auf die gasförmigen und flüssigen Emissionen von Prozessen konzentrieren, erfassen unter Umständen weniger als 0,1% des gesamten Stoffflusses, was die Gefahr einer falschen Beurteilung in sich birgt. Das Hauptziel dieser Arbeit ist es daher, eine Methode zu entwickeln, welche die gesamthafte und eindeutige Bewertung von Verfahren anhand von Stoffbilanzen (Summe der Stoffflüsse, vergl. Abbildung 1-3) und nicht nur von einzelnen Stoffflüssen ermöglicht.

---

[6] Global Warming, Depletion of Stratospheric Ozone, Human Toxicological Impacts, Ecotoxicological Impacts, Photo-oxidant Formation, Acidification, Eutrophication [SETAC, 1996]

[7] Indirekte Emissionen können Emissionen sein, die durch die Bereitstellung von Energie oder Ressourcen außerhalb des Systems entstehen, oder durch das untersuchte System anderswo substituiert werden.

2 Ziele und Fragestellung

Das Ziel der vorliegenden Arbeit ist es, eine Methode zu entwickeln, die es erlaubt, die vorhandene Lücke bei der Bewertung von Prozessen und Systemen der Abfallwirtschaft (AWS) zu schließen. Die Methode beschränkt sich dabei ausschließlich auf die stoffliche Ebene und ergänzt bestehende Methoden zur Bewertung anderer (energetischer, räumlicher, toxikologischer, etc., vergl. Kapitel 1) Aspekte. Dies wird dadurch begründet, daß

(1) Die wesentlichen Ziele der AWS implizit stofflich definiert sind,
(2) andere Bewertungsmethoden wie z.B. ökonomische, energetische, räumliche bereits einen höheren Entwicklungsstand erreicht haben und
(3) es bisher noch keine Methoden gibt, welche abfallwirtschaftliche Verfahren, die Stoffe konzentrieren, belohnen bzw. solche, die Stoffe unzulässig verteilen (verdünnen), bestrafen.

Im besonderen soll die neu zu entwickelnde Methode auf der inzwischen bewährten und etablierten Methode der Stoffflußanalyse aufbauen und deren Resultate bewerten helfen. Da Stoffflußanalysen den Stoffhaushalt von Systemen beschreiben, ergibt sich, daß die Methode sowohl für einzelne Prozesse als auch für Kombinationen von Prozessen (Systemen) anwendbar sein muß. Ziel ist es, zuerst einen Beurteilungswert pro Bilanz eines einzelnen Stoffes und im weiteren einen Gesamtbeurteilungswert für die Steuerung aller Stoffe pro Prozeß bzw. System zu erhalten. Dies ist ein ähnliches Vorgehen wie bei einer monetären oder energetischen Bewertung.

Folgende Fragenkomplexe sollen beantwortet werden:

Methodische Fragen

(1) Wie müssen die allgemein formulierten Ziele der AWS in *stofflicher* Hinsicht explizit formuliert werden? Wie muß ein Prozeß in der Abfallwirtschaft Stoffe steuern, daß er die Ziele der AWS am optimalsten erfüllt? Gibt es einheitliche Ziele für alle Stoffe oder sind diese stoffspezifisch?

(2) Wie können die Resultate einer Stoffbilanz auf einen Bewertungswert aggregiert werden, damit stoffspezifische Bilanzen von Prozessen miteinander verglichen werden können? (Vergleich der Bilanzen des Stoffes X für die Systeme A und B)

(3) Wie sind Stoffflüsse in unterschiedliche Umweltkompartimente untereinander zu gewichten? (z. B. Verlagerung der Emission E des Stoffes X von der Atmosphäre in die Hydrosphäre)

(4) Wie sind Bilanzen verschiedener Stoffe untereinander zu bewerten? Welchen Beitrag liefern einzelne Stoffbilanzen zum Endergebnis? (Gewichtung der Bilanzen der Stoffe X und Y des Systems A)

Inhaltliche Fragen

(5) Welche derzeit in Österreich verfügbaren Abfallbehandlungsanlagen erfüllen die stofflichen Ziele der AWS am besten?

(6) Bezüglich welcher Emissionen sind die Ziele eventuell schon ausreichend erfüllt, und wo lohnt es sich am meisten in Verbesserungen zu investieren?

3 Methode

3.1 Allgemeine Herleitung der Methode und *qualitative* Definition der Stoffkonzentrierungseffizienz eines Prozesses

Aus den allgemein formulierten Zielen der Abfallwirtschaft -langfristiger Schutz von Mensch und Umwelt und Ressourcenschonung- lassen sich konkrete Anforderungen an die Steuerung relevanter Stoffe durch einen abfallwirtschaftlichen Prozeß herleiten. Zuvor bedarf es in diesem Zusammenhang jedoch einer Definition des Begriffes Relevanz.

Relevante Stoffe in der Abfallwirtschaft

Eine Auswahl qualitativer Definitionen für die Relevanz der Stoffe in der Abfallwirtschaft sind folgende:

(1) Jene Stoffe, die im Abfall signifikant (Faktor 10) höhere Konzentrationen als in der durchschnittlichen Erdkruste aufweisen (Schadstoff- und Ressourcenpotential).
(2) Stoffe, die innerhalb der Anthroposphäre zu einem signifikanten Anteil (> 10%) den Weg über die Abfallwirtschaft gehen (Relevanz der Abfallwirtschaft) und
(3) Stoffe, die in der einschlägigen Gesetzgebung aufscheinen (Schadstoffpotential), z.B. [LRV-K, 1993], [AllgAbwasserVO, 1991], [DVO, 1997].

In Tabelle 3-1 ist eine Auswahl von Stoffen enthalten, wie sie in Studien über die Abfallwirtschaft immer wieder aufscheinen. Stoffe, die anhand aller obiger Kriterien mit Sicherheit als relevant gelten, sind fett gedruckt. Stoffe, die aufgrund eines Kriteriums relevant sein könnten, sind kursiv geschrieben. Als Abfall für Definition (1) wurde Restmüll herangezogen. Die Abfallwirtschaft in Definition (2) umfaßt, bedingt durch die Datenlage, nur das Aufkommen an brennbaren Abfällen. Würden auch andere Abfälle (z.B. Aschen fossiler Brennstoffe) berücksichtigt, könnten auch Stoffe wie Vanadium, Nickel oder Arsen relevant sein. Betrachtet man z.B. Kohlekraftwerke, so spielen Arsen und Selen eine Rolle, wie Untersuchungen zeigen [Greenberg et al., 1978], [Schachermayer et al., 1995]. Die Auswahl der Stoffe hängt somit stark von den untersuchten Gütern (z.B. Restmüll, Baurestmassen) und Prozessen ab.

Es zeigt sich (vergl. Tabelle 3-1), daß z.B. der Restmüll für die Metalle As, Se, V, Co, Be, Fe und Mg kein wichtiger Träger ist. Diese Stoffe spielen demnach bei der Bewertung eines abfallwirtschaftlichen Prozesses im allgemeinen eine geringere Rolle. Wichtige Stoffe sind dagegen: C, Cl, S, Pb, Zn, Cd und Hg, welche im weiteren als abfall(wirtschafts)relevant bezeichnet werden.

Tabelle 3-1: Auswahl relevanter Stoffe für die Abfallwirtschaft (AWS); [(a)][Morf et al., 1997a]; [(b)][Reimann, 1989]; [(c)][Tillman, 1994]; [(d)][Krauskopf, 1967]; [(e)][Merian, 1984]; [(f)][Scheffer & Schachtschabel, 1992]; [(g)][Morf, 1998]; [(h)][Glenck et al., 1995]; [(i)][Kaas et al., 1994]; [(j)][Blume, 1996]

Stoffe	Anreicherungsfaktor Restmüll[(a,b,c,j)]/∅ Erdkruste[(d,e,f)] [-]	Anteil der AWS am Gesamtfluß[8(g)] [%]	geregelt in der LRV-K, § 18
C	1.400	10	√ (CO, $C_{org.}$, PCDD/F)
N	1	2 - 3 [(i)]	√ (NO_x)
Cl	15 - 130	3	√ (HCl)
S	20	n.b.	√ (SO_2)
F	1	n.b.	√ (HF)
P	1 - 2	6 [(h)]	
Fe	1	n.b.	
Pb	30 - 60	9	√
Zn	15 - 30	20	√
Cu	10 - 20	n.b.	
Cd	50 - 100	44	√
Hg	15 - 150	43	√
Cr	3 - 30	n.b.	√
As	1 - 3	n.b.	√
Co	0,5	n.b.	√
Be	0,2	n.b.	
Mg	0,1	n.b.	
Se	1	n.b.	
V	1	n.b.	
Ni	1 - 10	n.b.	√

Herleitung der stofflichen Ziele

Um den Schutz von Mensch und Umwelt sicherstellen zu können, dürfen Emissionen Atmosphäre und Hydrosphäre nur gering belasten. Daher müssen viele anorganische Stoffe wie Metalle, Fluor, Schwefel und Phosphor größtenteils in die festen Reststoffe eines Prozesses transferiert werden. Diese Reststoffe können entweder deponiert oder als Ressource verwendet werden. Um Reststoffe gesichert nachsorgefrei ablagern zu können, müssen sie eine erdkrustenähnliche, immobile Zusammensetzung aufweisen. Sind die Reststoffe nicht immobilisiert, müssen sie hoch konzentriert und damit zu möglichst geringer Masse in speziell überwachten und ausgestatteten Untertagedeponien eingebracht werden [Baccini & Brunner, 1985]. Um Reststoffe als Ressource einsetzen zu können, müssen sie wiederum entweder von

[8] Stoffffluß über die brennbaren Abfällen in % des Gesamtstoffflusses durch die Anthroposphäre

Schadstoffen entfrachtet (z.B. Einsatz als Baustoff) oder hoch konzentriert sein (z.B. Einsatz in der Metallurgie).

Der optimale abfallwirtschaftliche Prozeß produziert demnach einen oder mehrere entfrachtete Reststoffe und einen oder mehrere stoffspezifisch konzentrierte Reststoffe.

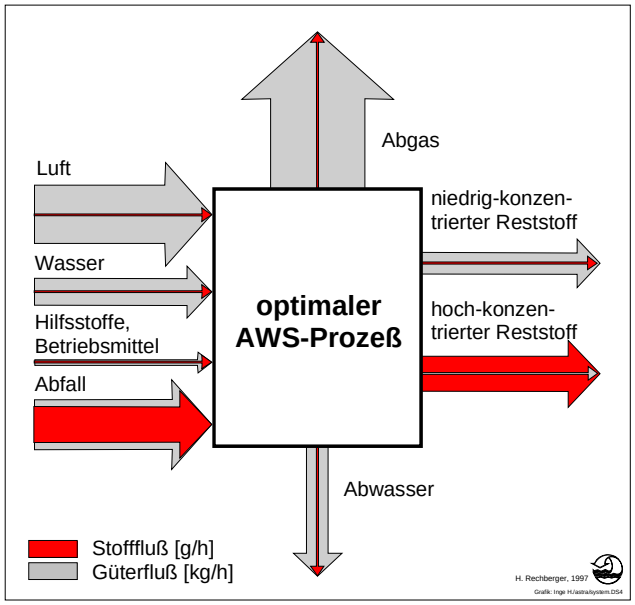


Abbildung 3-1: Qualitative Güter- und Stoffbilanz eines optimalen Abfallwirtschaftsprozesses. Der Stoff (Schadstoff und Ressource) wird in einem einzigen festen Reststoff aufkonzentriert. Hilfsstoffe und Betriebsmittel können zusätzlich zum Gesamtstoffffluß durch den Prozeß beitragen.

Das Ziel besteht darin, einen anorganischen (Schad)stoff zu einem hohen Prozentsatz in einen Reststoff mit geringer Masse zu transferieren und damit aufzukonzentrieren. Das Ausmaß dieser Konzentrierung eines Stoffes wird im folgenden als

Stoffkonzentrierungseffizienz[9] **(SKE)**
(**Substance Concentrating Efficiency (SCE)**)

eines Prozesses oder Verfahrens definiert. Dieser Ansatz gilt uneingeschränkt für Metalle. Auch viele Nichtmetalle wie Schwefel, Fluor, Phosphor müssen größtenteils aufkonzentriert werden, da sie nicht unbeschränkt umweltverträglich emittiert werden können[10].

Anders ist die Situation bei Kohlenstoff, Stickstoff und Chlor: Der im Abfall enthaltene Kohlenstoff ist neben Eisen und z.T. Schwefel eine der wenigen Ressourcen, die schon heute genutzt werden. Die höchstmögliche Umwandlung zu CO_2 (> 99,9%) ist dabei aus stofflicher (ökologischer) Sicht das Ziel [Brunner, 1989]. Für Stickstoff sollte das N_2-Reservoir der Atmosphäre die letzte Senke sein, falls dieser nicht in den Nährstoffkreislauf rückführbar ist.

[9] Um herauszustreichen, daß der relevante Vorgang die Anreicherung (Aufkonzentrierung) bzw. Abreicherung eines abfallrelevanten Stoffes in den Reststoffen gegenüber seiner Inputkonzentration ist, wurde der Begriff "Konzentrierung" (Änderung der Stoffkonzentration) gewählt.

[10] Die relevanten Emissionen dieser Stoffe sind durch Grenzwerte limitiert.

Chlor könnte prinzipiell aufkonzentriert werden (Salze, Salzsäure). In [Baccini & Brunner, 1991] wird jedoch gezeigt, daß die Chlorfracht aus den privaten Haushalten über das Abwasser etwa gleich groß wie jene über den Restmüll ist. [Baccini & Brunner, 1985] sowie [Daxbeck et al., 1998] zeigen, daß, nimmt man die den privaten Haushalten vorgeschalteten Prozesse (Industrie, Gewerbe, etc.) hinzu, das Verhältnis der Chlorfracht im Abwasser zu derjenigen im Abfall auf 15:1 bzw. 25:1 zunimmt. Es hat somit keinen Sinn, Energie einzusetzen, um einen vergleichbar geringen Chlorfluß über die Abfälle in die Hydrosphäre zu vermeiden. Das geogene Chlorlager (Ozeane) wird durch die anthropogenen Chlorflüsse nicht verändert und stellt somit die geeignete letzte Senke dar. Chlor im Restmüll kann damit nicht als Ressource, die es aufzukonzentrieren und wiederzugewinnen gilt, bezeichnet werden. Bei ausreichend großem Vorfluter stellen Chloremissionen im Abwasser kein Problem dar.

Es ergeben sich damit zwei Gruppen von anorganischen Stoffen: (1) Stoffe, die konzentriert werden müssen, da ihre Emissionen langfristig geogene Lager verändern würden, und (2) Stoffe, die verdünnt werden können, da sie auch langfristig die geogenen Lager nicht beeinflussen werden. Letztere Gruppe mit den Stoffen C[11], N und Cl ist, bezogen auf die Anzahl der Stoffe, weniger bedeutend. Außerdem läßt sich die Zielerreichung für diese Stoffe (z.B. vollständige Mineralisierung des Kohlenstoffs, Reduktion der Stickstoffverbindungen zu N_2, Chlorid in die Ozeane) leichter beurteilen als für die Stoffe der ersten Gruppe, bei denen vor allem die Verteilung auf die Reststoffe relevant ist (vergl. Abbildung 3-2). Die weiteren Untersuchungen beziehen sich daher nur noch auf die zu konzentrierenden anorganischen Stoffe und damit hauptsächlich auf Metalle.

Tabelle 3-2: Ziele für die Steuerung von zu konzentrierenden anorganischen Stoffen in abfalltechnischen Verfahren

Outputgüter eines abfalltechnischen Verfahrens	Ziele für die Höhe der Stoffkonzentration im Outputgut		Stoffkonzentration im Outputgut sollte sein wie in/im:
Abluft/-gas		gering	≈ Luft
Abwasser		gering	≈ Vorfluter
Reststoffe	entweder	gering	≲ ∅ Erdkruste
	oder	hoch	≳ ∅ Erz/Rohstoff

Beschreibung der Problemstellung

Aus Tabelle 3-2 wird ersichtlich, daß man es bei der Bewertung von abfallwirtschaftlichen Prozessen nach den Zielen der Abfallwirtschaft mit der Beurteilung von Stoffkonzentrationen in den Outputgütern zu tun hat. Zusätzlich muß die Masseverteilung auf diese Outputgüter berücksichtigt werden. Das Problem läßt sich graphisch folgendermaßen darstellen.

[11] Etwa 2/3 bis 4/5 des Abfallkohlenstoffes stammt aus Biomasse [Wiemer et al., 1995], [Faulstich & Söhndel, 1995] und ist damit nicht treibhauswirksam. Das geogene Lager wäre in diesem Fall der natürliche Kohlenstoffkreislauf.

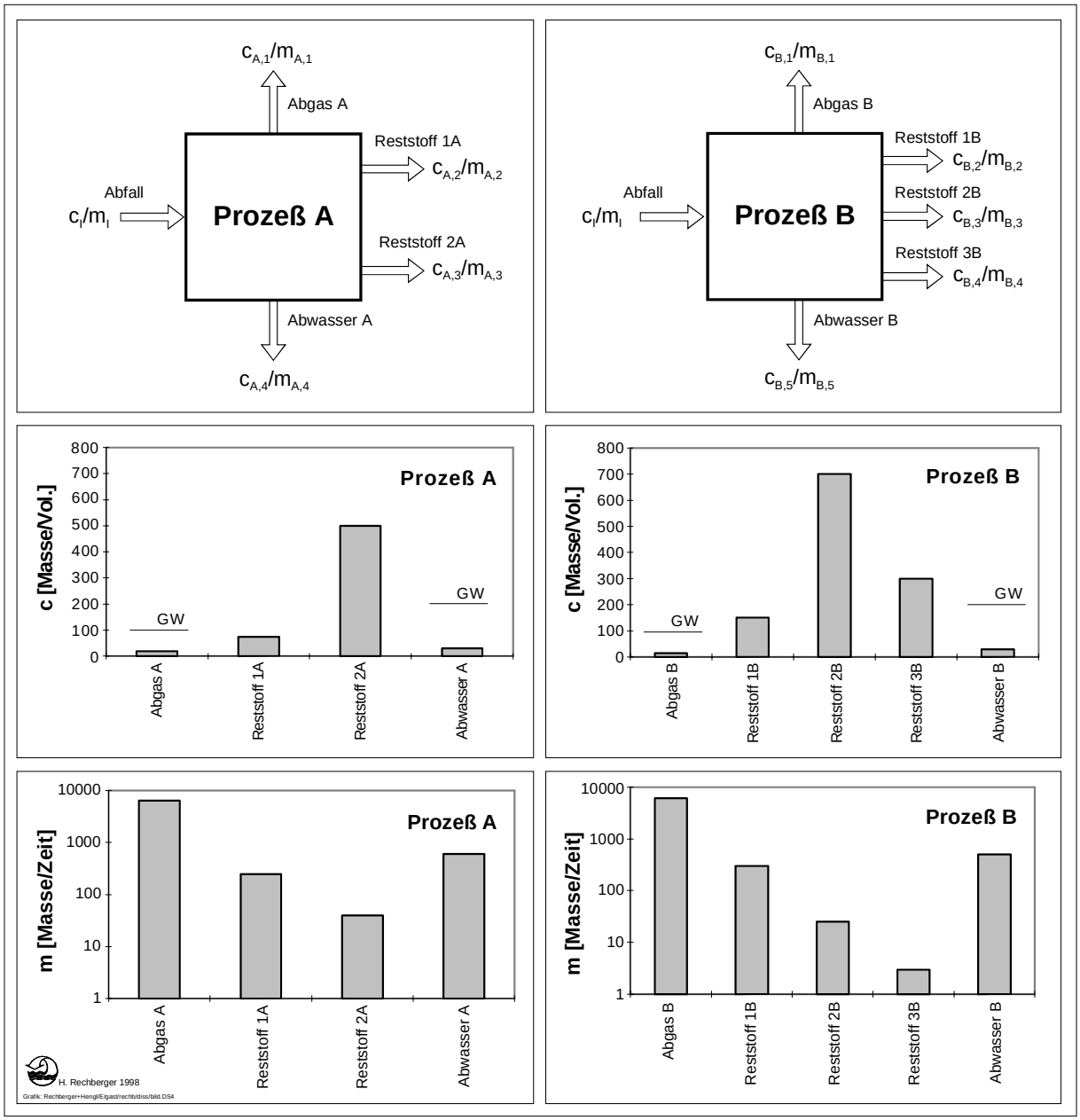


Abbildung 3-2: Schematische Darstellung, exemplarische Verteilung der Konzentrationen c eines Stoffes auf die Outputgüter und Massenflüsse m zweier abfallwirtschaftlicher Prozesse A und B; Die Frage nach dem Prozeß mit der besseren Stoffsteuerung ist durch einen einfachen Vergleich der c und m nicht mehr zu beantworten; GW...Grenzwert

Zwei Prozesse mit unterschiedlicher Anzahl an Outputgütern mit unterschiedlichen Stoffkonzentrationen (c) und Massenflüssen (m) sind zu vergleichen (vergl. Abbildung 3-2). Die Verteilung eines Stoffes auf die Outputgüter sollte gemäß Tabelle 3-2 bzw. Abbildung 3-1 so

sein, daß die Konzentrationen mit Ausnahme eines Outputgutes gering sind. Beide Prozesse in Abbildung 3-2 weisen Emissionen mit geringen Konzentrationen auf, die unter den Grenzwerten liegen, sodaß diese beim Verfahrensvergleich nicht mehr relevant sind. In der Praxis stellt sich bei zumeist mehreren (mittel konzentrierten) Reststoffen die Frage nach der besseren Stoffverteilung. Prozeß A erreicht das Ziel niedrig- bzw. hochkonzentrierter Reststoff; Prozeß B erzeugt hingegen einen höher konzentrierten Reststoff, dafür aber zwei weitere Reststoffe mittlerer Stoffkonzentration. Man benötigt demnach einen Ansatz, mit dem man derartige Konzentrations-Masseverteilungen bzw. Stoffverteilungen messen und bewerten kann.

3.2 Mathematische Beschreibung der Methode

3.2.1 Allgemeines und Nomenklatur

Im folgenden wird eine Methode entwickelt, die es erlaubt, die Stoffsteuerung von Prozessen und Systemen zu beurteilen. Die Methode baut auf den Resultaten der Methode der Stoffflußanalyse auf [Baccini & Brunner, 1991], [Daxbeck & Brunner, 1993]. Von dieser stammt auch weitgehend die benützte Nomenklatur, sodaß diese hier nur verkürzt wiederholt wird.

Unter einem *Prozeß* versteht man eine Abfallbehandlungsanlage (z.B. Mechanisch-biologische Kompostieranlage oder Müllverbrennungsanlage). Ein *System* besteht aus einer Kombination solcher Prozesse (z.B. Mechanische-biologische Vorbehandlung und anschließende thermische Behandlung oder MVA und Deponie) einschließlich der räumlichen und zeitlichen Systemgrenzen. Sofern nicht explizit erwähnt gelten demnach für Prozesse getroffene Aussagen sinngemäß auch für Systeme. Die *Inputgüter* von Prozessen sind Abfälle, ev. Verbrennungsluft und Betriebsmittel. Sie können auch Investitionsgüter wie die Anlage selbst umfassen. Mit *Abfallinput* wird die Summe der Abfälle (z.B. Restmüll, Klärschlamm und Altpapier), die in einen Prozeß gelangen, bezeichnet. Die *Outputgüter* von Prozessen sind Emissionen, Reststoffe und Produkte. Sie können auch die zu entsorgende Anlage selbst einschließen. Als *Emissionen* werden in dieser Arbeit die gasförmigen und flüssigen Outputgüter (z.B. Reingas, Abwasser) bezeichnet, *Reststoffe* sind die festen Outputgüter (z.B. Schlacke, Leichtfraktion). Sofern *Produkte* anfallen, sind diese in der Praxis meist feste Outputgüter (Gips, Schrott). *Stoffe* sind chemische Elemente (z.B. Cl, Cd) oder Verbindungen (z.B. HCl, CO_2). Ein Stoff besteht aus gleichartigen Atomen (Elementen) oder Molekülen (Verbindungen) [Atkins & Beran, 1990]. Der *Transferkoeffizient* eines Stoffes in ein Outputgut ist der Quotient aus dem Stofffluß im betreffenden Outputgut und jenem im Abfallinput. Unter einer *Konzentrations-Masseverteilung* für eine Anzahl von Gütern versteht man die Verteilung der Konzentrationen eines bestimmten Stoffes sowie die Verteilung der Massen zwischen diesen Gütern (Abbildung 3-2). Der Begriff der Konzentrations-Masseverteilung wird synonym mit dem (weniger umfassenden) Begriff *Stoffverteilung* auf eine Anzahl von Gütern angewandt.

Um die Konzentrations-Masseverteilung von Gütern durch eine Maßzahl beurteilen zu können, wird im folgenden eine Funktion aus der Informationstheorie bzw. Statistik[12] verwendet. Diese Funktion, die nach dem Begründer der Informationstheorie auch als Shannon-Entropie bezeichnet wird, ist formal identisch mit L. Boltzmanns statistischer Beschreibung der Entropie aus dem Jahre 1877 [Boltzmann, 1923]. Die Größe Entropie wurde erstmals von R. Clausius eingeführt [Clausius, 1865], sie wird in der klassischen Thermodynamik üblicherweise mit "S" bezeichnet. Um auf den Unterschied zwischen der klassisch thermodynamischen bzw. phänomenologischen und der statistischen bzw. informationstheoretischen Interpretation der Entropie hinzuweisen, wird die statistische Entropie, wie in der Literatur üblich, im folgenden mit "H"[13] bezeichnet. Ein kurzer Abriß über die Entwicklung des Entropiebegriffes findet sich in Kapitel 3.4.1.

3.2.2 Entwicklung der Methode und *quantitative* Definition der Stoffkonzentrierungseffizienz eines Prozesses

Aus Gründen der besseren Anschaulichkeit wird die Methode zuerst für die (festen) Reststoffe eines Prozesses entwickelt (*Reststoffmodell*). Man nimmt dabei vorderhand an, daß die Emissionen in Atmosphäre und Hydrosphäre vernachlässigbar klein sind. Anschließend wird die Methode auf alle Outputgüter (Emissionen und Reststoffe) eines Prozesses oder Systems erweitert (*Gesamtmodell*). Prinzipiell ist das Reststoffmodell ein Spezialfall des Gesamtmodells. Es ist dann anwendbar, wenn gilt: Emissionen (s. Definition in Kapitel 3.2.1) des Prozesses sind nicht existent bzw. vernachlässigbar klein (vergl. Kapitel 4.1.1.2).

3.2.2.1 Methode für feste Güter eines Prozesses (Reststoffmodell)

Für eine finite Wahrscheinlichkeitsverteilung läßt sich die statistische Entropie H wie folgt definieren [Shannon, 1948], [Diu et al., 1994], [Ingarden et al., 1997]:

$$H(P_i) = -\lambda \cdot \sum_{i=1}^{k} P_i \cdot \ln(P_i) \geq 0$$

Gleichung 1

$$\sum_{i=1}^{k} P_i = 1$$

Gleichung 2

[12] In der Statistik wird die Entropie als Streuungsmaß verwendet [Vogel, 1996].
[13] In der Thermodynamik wird die Enthalpie mit "H" bezeichnet.

P_i ist dabei die Wahrscheinlichkeit, mit der ein Ereignis i eintrifft ($P_i \geq 0$). Aus Gleichung 2 ergibt sich, daß alle P_i ($P_1,...,P_k$) zwischen 0 und 1 liegen. $H(P_i)$ ist deshalb eine positiv definite Funktion für alle möglichen Wahrscheinlichkeitsverteilungen. Für gleiche $P_i = 1/k$ ist H eine monoton steigende Funktion von k. Später wird man sehen, daß dies bedeutet, daß H mit der Verdünnung durch einen Prozeß steigt (z.B. Verbrennungsluft, Wasserbedarf). In der statistischen Thermodynamik ist λ die Boltzmann-Konstante (k_B) [J/K], definiert als der Quotient aus der universellen Gaskonstante [J/(mol·K)] und der Avogadro-Konstante [1/mol]. Wählt man, wie Shannon in der Informationstheorie vorschlägt, $\lambda = 1/(\ln 2)$, so erhält man den Logarithmus zur Basis 2 (im weiteren als ld(x) bezeichnet) und die Einheit für H wird zum bit (binary digit). Für zwei gleich wahrscheinliche Ereignisse ($P_1 = P_2 = 0{,}5$) wird H in Gleichung 1 zu einem bit. Der Bezug zur Computer- und Informationstheorie wird insofern sofort verständlich. Der Term 0·ld(0) wird als 0 definiert [Vogel, 1996].

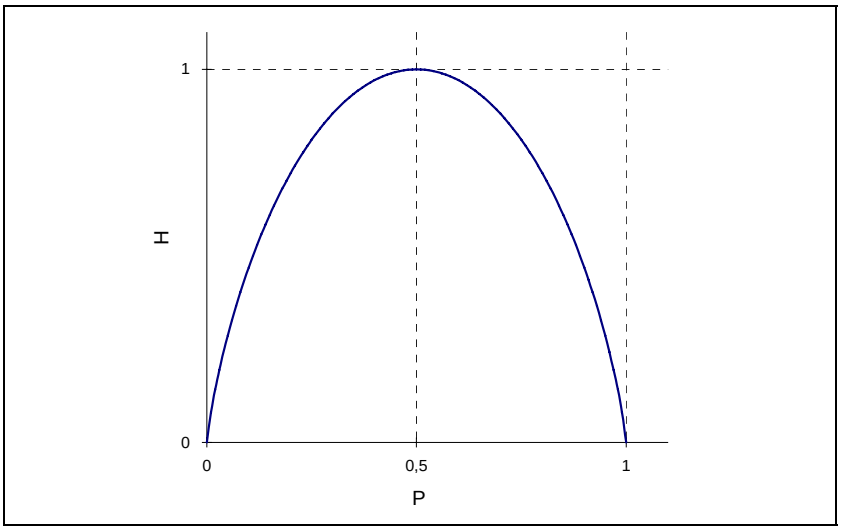


Abbildung 3-3: Entropie H als Funktion der Wahrscheinlichkeit P, daß eines von zwei Ereignissen eintrifft

Im weiteren wird anhand einer *heuristischen Vorgangsweise* gezeigt, daß die statistische Entropie-Funktion ein indirektes Maß für die zuvor qualitativ definierte Stoffkonzentrierungseffizienz SKE darstellt. Dazu wird die Shannon-Entropie (Gleichung 1) schrittweise umgeformt:

1. Schritt

Man betrachtet zunächst eine Anzahl von Gütern mit identischem Massefluß. Ist k die Anzahl der Güter und m_i die Masse des i-ten Gutes, so bedeutet das bspw. für einen bestimmten Zeitraum (τ): $m_1 = m_2 = ... = m_k = 1$ [kg/τ].

Damit läßt sich die Analogie zwischen der Konzentration eines Stoffes in einem Gut und der Wahrscheinlichkeit, mit der dieser Stoff in jenem Gut ist, ausnützen. Ersetzt man P_i in Gleichung 1 und Gleichung 2 durch c_{ij}/c_j, wobei c_{ij} die Konzentration des Stoffes j im Gut i ist, so erhält man mit $\lambda = 1/(\ln 2)$ Gleichung 3 und Gleichung 4:

$$H(c_{ij}) = ld(c_j) - \frac{1}{c_j} \cdot \sum_{i=1}^{k} c_{ij} \cdot ld(c_{ij})$$

Gleichung 3

$$c_j = \sum_{i=1}^{k} c_{ij}$$

Gleichung 4

i = 1,...,k ... Index für Güter
j = 1,...,n ... Index für Stoffe

Die Extremwerte für H findet man für die in Abbildung 3-4 dargestellten Konzentrationsverteilungen.

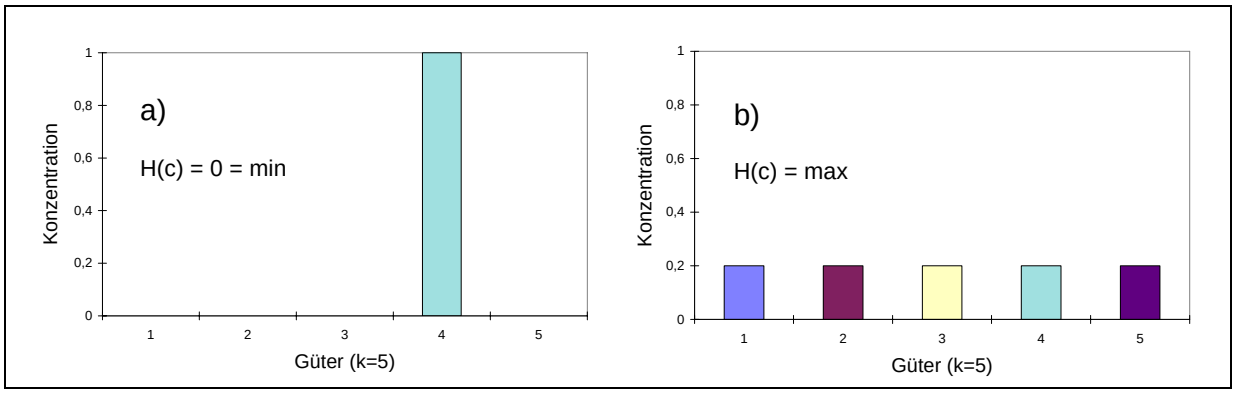


Abbildung 3-4: Relativierte Konzentrations- (Masse)verteilungen eines beliebigen Stoffes für Extremwerte der Entropie-Funktion $H(c_{ij})$. (a) Der Stoff ist ausschließlich in einem Gut enthalten. (b) Der Stoff ist gleichmäßig auf alle Güter verteilt.

In Abbildung 3-4a ist der Stoff ausschließlich in einem Gut enthalten. H wird folglich zu Null, wie man sich leicht anhand von Gleichung 3 überzeugen kann. Für einen abfallrelevanten Stoff wäre dies gemäß Tabelle 3-2 die optimale Verteilung für die Outputgüter eines Prozesses. In der Realität kann dies kaum eintreten, da ein Stoff aus dem Input in der Regel nicht vollständig in ein einziges Outputgut übergehen kann. H ist für die Outputgüter realer Prozesse daher > 0.

In Abbildung 3-4b ist der Stoff gleichmäßig über alle Güter verteilt. Bei einer derartigen Verteilung der Outputgüter eines Prozesses käme es zu keiner Aufkonzentrierung bzw. Abreicherung des Stoffes in den Gütern, da die Stoffkonzentration der Outputgüter der mittleren Stoffkonzentration im Abfallinput (Summe der Inputgüter) entspricht. In diesem Fall wäre die SKE des Prozesses für den betrachteten Stoff gleich Null. Für diese Verteilung ($c_{1j} = c_{2j} = ... = c_{kj} = c_j/k$) wird $H(c_{ij})$ ein Maximum. Es läßt sich leicht nachrechnen, daß Gleichung 3 in diesem Falle zu

$$H(c_{ij})_{\max} = ld(k)$$

Gleichung 5

wird. Um die Extrema der Gleichung 3 mathematisch zu beweisen, kann man am einfachsten die Methode der Lagrange'schen Multiplikatoren anwenden. Die k Variablen der Funktion $H(c_{1j},c_{2j},...,c_{kj})$ sind durch Gleichung 4 verknüpft (c_j = konst.). Die Methode besteht darin, daß man die Extrema der Funktion

$$\hat{H}(c_{ij}) = H(c_{ij}) + \lambda_0 \cdot [c_j - \sum_{i=1}^{k} c_{ij}]$$

Gleichung 6

derart sucht, als wären die k Variablen voneinander unabhängig. Der Lagrange'sche Multiplikator λ_0 wird nachträglich bestimmt, indem man die gefundenen Lösungen der Gleichung 4 unterwirft. Leitet man H nach den Variablen unter Einsatz der Kettenregel ab, und setzt die Ableitung gleich 0, so erhält man

$$\frac{\partial \hat{H}(c_{ij})}{\partial c_{ij}} = -\frac{1}{c_j} \cdot [ld(c_{ij}) + c_{ij} \cdot \frac{1}{c_{ij}} \cdot ld(e)] + \lambda_0 \cdot [-1] = 0$$

Gleichung 7

und weiter

$$ld(c_{ij}) = -[ld(e) + \lambda_0 \cdot c_j] = \text{konst.}$$

Gleichung 8

Konstante c_{ij} ergeben in Gleichung 4

$$c_{ij} = \frac{c_j}{k}$$

für i=1,...,k w.z.b.w.

Dies zeigt, daß die Verteilung der c_{ij} nur zu einem Extremum von H führt. Da man jedoch andere Verteilungen findet, die für H kleinere Werte als ld(k) geben, kann es sich beim gefundenen Extremum nur um ein Maximum handeln. Die statistische Entropie $H(c_{ij})$ liegt somit für die Konzentrations-Masseverteilung der In- bzw. Outputgüter eines realen Prozesses im Intervall von [0,ld(k)].

Anhand der Konzentrations-Masseverteilung für $H(c_{ij})_{max}$ erkennt man, warum sich die Methode in dieser Form vorerst nur auf feste Güter (Abfälle und Reststoffe) anwenden läßt: Stoffkonzentrationen in verschiedenen Phasen (gasförmig, flüssig, fest) sind von unterschiedlicher Bedeutung. So haben 10 ppm eines Stoffes im Reingas einen anderen Stellenwert als 10 ppm des selben Stoffes in einem Reststoff. Es handelt sich somit um das Reststoffmodell im Gegensatz zum weiter unten vorgestellten Gesamtmodell, bei dem alle Outputgüter berücksichtigt werden. Die Unterscheidung ist auch deshalb notwendig, da für die Modelle unterschiedliche Randbedingungen bei der Anwendung zu berücksichtigen sind. In Kapitel 4.1 wird gezeigt, wann es genügt, das Reststoffmodell anzuwenden.

Um Prozesse mit unterschiedlicher Anzahl an In- bzw. Outputgütern miteinander vergleichen zu können, ist es zweckmäßig, die *relative* statistische Entropie zu verwenden. Diese ist definiert als:

$$H_{rel}(c_{ij}) = \frac{H(c_{ij})}{H(c_{ij})_{\max}} = \frac{H(c_{ij})}{ld(k)}$$

Gleichung 9

Die relative statistische Entropie $H_{rel}(c_{ij})$ ist somit eine normierte, dimensionslose Größe und bewegt sich im Intervall von [0,1].

2. Schritt

Um von der Betrachtung eines hypothetischen (identische Massen der In- und Outputgüter) auf die eines realen Prozesses übergehen zu können, müssen die Massen der Güter in der Entropie-Funktion berücksichtigen werden. Dazu werden Gleichung 3 und Gleichung 4 umgeformt, wobei m_i, die Masse des Gutes i, auch als Häufigkeit des Auftretens der Stoffkonzentration c_{ij} gesehen werden kann (vergl. Abbildung 3-5). Man erhält als massengewichtete H-Funktion mit Nebenbedingungen:

$$H_m(c_{ij}, m_i) = ld(X_j) - \frac{1}{X_j}\sum_{i=1}^{k} m_i \cdot c_{ij} \cdot ld(c_{ij})$$

Gleichung 10

$$X_j = \sum_{i=1}^{k} m_i \cdot c_{ij}$$

Gleichung 11

$$H_{\max,m} = ld(\sum_{i=1}^{k} m_{Ii})$$

Gleichung 12

Der Index m (H_m) zeigt, daß die Güterbilanz des Prozesses bei der Berechnung der Entropie berücksichtigt wurde. Die Massen m_i beziehen sich auf eine funktionelle Einheit, z.B. [kg Output/t Abfallinput]. Dadurch ergeben sich für die m_i Werte >1, was insofern nötig ist, da k in Gleichung 3 eine ganze Zahl sein muß (es kann keine "halben" Ereignisse geben). Die maximale Entropie im Reststoffmodell (d.h. keine Emissionen) entsteht, wenn die einzelnen Abfallfraktionen des Inputs (Index I) vermischt werden. Der Unterschied zwischen Gleichung 3 und Gleichung 10 ist in Abbildung 3-5 für die Outputgüter eines Prozesses zu sehen.

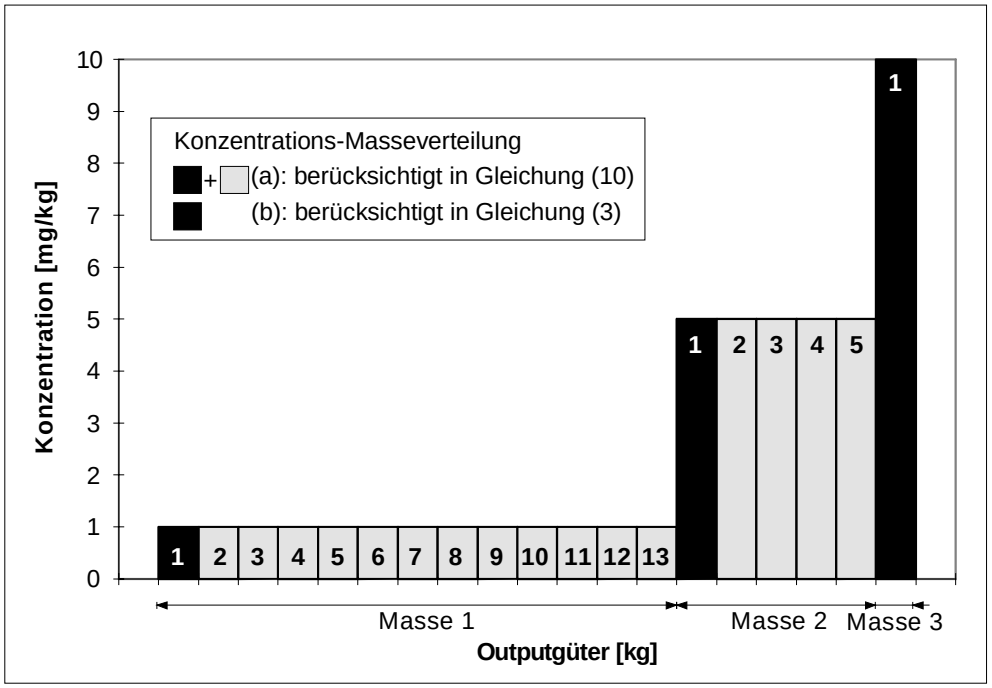


Abbildung 3-5: Berechnung von $H(c_{1j}=1, c_{2j}=5, c_{3j}=10)$ mit (a) und ohne (b) Berücksichtigung der Masse der k = 3 Reststoffe ($m_1=13, m_2=5, m_3=1$)

Somit kann die Konzentrations-Masseverteilung der In- bzw. Outputgüter eines Prozesses bezüglich der oben definierten Ziele quantifiziert werden. H mißt die relative Größe der Stoffkonzentrationen (c_{ij}) zueinander [Vogel, 1996]. Daraus folgt, daß H_m (im Reststoffmodell) für die Outputgüter eines Prozesses ausschließlich eine Funktion der Güterbilanz (m_i) und der

Transferkoeffizienten (TK_i) ist, jedoch nicht von der Stoffkonzentration im Input abhängig ist. Dies läßt sich leicht überprüfen: Bei konstanter Güterbilanz und konstanten Transferkoeffizienten wirkt sich eine Änderung der Inputkonzentration ($c_{I,neu} = a \cdot c_{I,alt}$) direkt auf die Stoffkonzentration im i-ten Output ($c_{i,neu} = a \cdot c_{i,alt}$) aus. Die "neue" Entropie ($H_{"neu"}$) der Konzentrationsverteilung der Outputs ergibt sich zu:

$$H_{"neu"} = H_m(a \cdot c_{ij}, m_i) = ld(a \cdot X_j) - \frac{1}{a \cdot X_j} \sum_{i=1}^{k} a \cdot m_{i.} \cdot c_{ij} \cdot ld(a \cdot c_{ij}) =$$

$$= ld(a) + ld(X_j) - \frac{1}{X_j} \sum_{i=1}^{k} (m_i \cdot c_{ij} \cdot ld(a) + m_i \cdot c_{ij} \cdot ld(c_{ij})) =$$

$$= ld(a) + ld(X_j) - ld(a) \cdot \frac{\sum_{i=1}^{k} m_i \cdot c_{ij}}{X_j} - \frac{\sum_{i=1}^{k} m_i \cdot c_{ij} \cdot ld(c_{ij})}{X_j} =$$

$$= ld(X_j) - \frac{1}{X_j} \sum_{i=1}^{k} m_i \cdot c_{ij} \cdot ld(c_{ij}) = H_m(c_{ij}, m_i) = H_{"alt"}$$

w.z.b.w.

3.2.2.2 Erweiterung der Methode auf alle Güter eines Prozesses (Gesamtmodell)

Der Beitrag der gasförmigen und flüssigen Güter (Betriebs- und Hilfsmittel) zur Konzentrations-Masseverteilung der Inputgüter ist, sofern es sich nicht um Abfälle handelt, für abfallrelevante Stoffe in der Regel unbedeutend, sodaß diese Güter vernachlässigt werden können. Für Emissionen gilt dies nicht a priori. Um Emissionen berücksichtigen zu können, bedarf es einer weiteren Anpassung der Gleichung 10: Im Unterschied zu den Reststoffen werden gasförmige und flüssige Emissionen verdünnt. Für Massen und Stoffkonzentrationen der gasförmigen und flüssigen Outputs werden nun folgende Annahmen getroffen: Diese Emissionen werden in Atmosphäre bzw. Hydrosphäre auf ihre geogenen Hintergrundkonzentrationen verdünnt. Aus der Emissionsfracht $X_{ij} = c_{ij} \cdot m_i$ und der geogenen Hintergrundkonzentration $c_{j,geog.}$ wird jene Verdünnungsmasse ($\underline{m}_i$) an Luft bzw. Wasser mit geogener Zusammensetzung berechnet, die man benötigt, um die jeweilige Emission auf eine Konzentration zu verdünnen, die 1%[14] über der geogenen Konzentration liegt. (Daraus ergibt sich der Faktor 100 in Gleichung 13 und Gleichung 15, denn es muß gelten: $c_{ij} \cdot m_i = \underline{c}_{ij} \cdot \underline{m}_i$.) Die Anzahl der Outputgüter (k) ergibt sich aus der Zahl der gasförmigen (k_g), flüssigen (k_{fl}) und festen (k_f) Outputgüter (vergl. Gleichung 14). Je nach Phase des Outputs sind folgende Massen ($\underline{m}_i$) zur Berechnung der relativen Entropie nach Gleichung 10 anzuwenden:

[14] Um auf geogene Stoffkonzentrationen zu verdünnen (d.h. 0% über der geogenen Stoffkonzentration), würde man unendliche Massen an geogener Luft bzw. Wasser benötigen, die Näherung mit 1% spiegelt die Realität jedoch ausreichend genau wider.

$$\underline{m}_i = \begin{cases} \dfrac{X_{ij}}{c_{j,geog.,g}} \cdot 100 \\ \dfrac{X_{ij}}{c_{j,geog.,fl}} \cdot 100 \\ m_i \end{cases} \text{für} \begin{cases} i = 1,\ldots,k_g \\ i = k_g + 1,\ldots,k_g + k_{fl} \\ i = k_g + k_{fl} + 1,\ldots,k \end{cases} \text{für} \begin{cases} \text{gasförmige} \\ \text{flüssige} \\ \text{feste} \end{cases} \text{Emissionen}$$

Gleichung 13

$$k = k_g + k_{fl} + k_f$$

Gleichung 14

Die korrespondierenden Stoffkonzentrationen ($\underline{c}_{ij}$) zu den Verdünnungsmassen ($\underline{m}_i$) sind die geogenen bzw. regionalen Hintergrundkonzentrationen von Atmosphäre bzw. Hydrosphäre. In Kapitel 4.1.1.4 wird gezeigt, wann die Hintergrundkonzentration Einfluß auf das Ergebnis haben kann. Je nach Phase des Outputs sind folgende Stoffkonzentrationen zur Berechnung der relativen Entropie anzuwenden:

$$\underline{c}_{ij} = \begin{cases} c_{j,geog.,g} / 100 \\ c_{j,geog.,fl} / 100 \\ c_{ij} \end{cases} \text{für} \begin{cases} i = 1,\ldots,k_g \\ i = k_g + 1,\ldots,k_g + k_{fl} \\ i = k_g + k_{fl} + 1,\ldots,k \end{cases} \text{für} \begin{cases} \text{gasförmige} \\ \text{flüssige} \\ \text{feste} \end{cases} \text{Emissionen}$$

Gleichung 15

Die Angaben zu den Verdünnungsmassen ($\underline{m}_i$) und dazugehörigen Stoffkonzentrationen ($\underline{c}_{ij}$) in Gleichung 13 und Gleichung 15 sind Näherungen, die für $c_{ij} >> c_{geog.}$[15] gelten, was beinahe immer der Fall ist[16]. Wenn nicht, müssen diese ersetzt werden durch:

$$\underline{m}_i = m_i \cdot \frac{c_{ij} - c_{j,geog.}}{c_{j,geog.}} \cdot 100 + m_i$$

Gleichung 16

$$\underline{c}_{ij} = \frac{c_{ij} \cdot c_{j,geog.}}{c_{ij} - 0{,}99 \cdot c_{j,geog.}} \Big/ 100$$

Gleichung 17

[15] Dann gilt nämlich: $c_{ij} \approx c_{ij} - c_{j,geog.}$ und $c_{ij}/(c_{ij} - 0{,}99 \cdot c_{j,geog.}) \approx 1$ und man erhält aus Gleichung 16 und Gleichung 17 die Ausdrücke der Gleichung 13 und Gleichung 15.

[16] Eine Ausnahme sind z.B. Stickstoffemissionen (N_2) eines Verbrennungsprozesses, oder Cl^- im Abwasser einer MVA bei Einleitung in das Meer (vergl. Abbildung 4-12).

Gründe, warum die Näherungen empfohlen werden, sind, daß die Formeln einfacher werden und bei (regionalen) Stoffbilanzen manchmal nur die Stoffflüsse oder Frachten (X_{ij}), jedoch nicht die Massenflüsse (Abgas, Abwasser) und damit Stoffkonzentrationen (c_{ij}), bekannt sind. Der Einfluß der Hintergrundkonzentration wird im Kapitel 4.1.1.4 untersucht.

Das Maximum der Entropie-Funktion nach Gleichung 12 ist bei Miteinbeziehung von gasförmigen und flüssigen Emissionen kein konstanter Wert mehr, sondern vom Gesamtstoffluß durch den Prozeß (X_j) abhängig. Dies gilt auch für $H_m(\underline{c}_{ij},\underline{m}_i)$ und damit auch für $H_{rel,m}$. Die Summe der Massen $\underline{m}_i$ und damit $H_{max,m}$ wird dann ein Maximum, wenn der betrachtete Stoff zu 100% in das Umweltkompartiment mit der geringsten Hintergrundkonzentration transferiert wird. Meist ist das die Atmosphäre[17]. Für das Maximum der H-Funktion gilt somit:

$$H_{\max,m} = ld\left(\frac{X_j}{c_{j.geog.}} \cdot 100\right)$$

Gleichung 18

Beim Vergleich von $H_{rel,m}$ von verschiedenen Prozessen nach dem Gesamtmodell ist es daher wichtig, daß nur Prozesse und Systeme mit gleicher bzw. ähnlicher Inputkonzentration (c_{Ij}) verglichen werden. Sind die Inputkonzentrationen für zwei Prozesse A und B unterschiedlich, muß gelten:

$$\frac{\partial H_{rel,m,A}}{\partial c_{Ij}} \approx 0 \qquad \text{und} \qquad \frac{\partial H_{rel,m,B}}{\partial c_{Ij}} \approx 0$$

Gleichung 19ab

mit

$$\left(\frac{f}{g}\right)' = \frac{f' \cdot g - f \cdot g'}{g^2}$$

Gleichung 20

zur Berechnung von $H_{rel,m}$.

Mit Gleichung 10 bis Gleichung 18 kann nunmehr jede beliebige Konzentrations-Masseverteilung für die festen (Reststoffmodell) bzw. alle (Gesamtmodell) In- und Outputgüter eines Prozesses bezüglich der oben definierten Ziele durch eine Maßzahl quantifiziert werden.

[17] Die Wahl von H_{max} hängt auch vom untersuchten Prozeß ab. Gibt es keine gasförmigen Emissionen sondern nur flüssige, empfiehlt es sich, H_{max} einheitlich für alle Stoffe auf die Hydrosphäre zu beziehen.

Diese Maßzahl, die Stoffverdünnungszahl SVZ (Substance Dilution Number SDN) für die In- ($SVZ_{\mathbf{I}}$) bzw. Outputgüter ($SVZ_{\mathbf{O}}$) eines Prozesses A[18] sei nun wie folgt definiert:

$$SVZ_{A,j} = H_{rel,m}(c_{ij}, m_i)$$

Gleichung 21

und liegt im Intervall von [0,1]. $SVZ_O = 1$ bedeutet die maximal mögliche Verdünnung eines Stoffes durch einen Prozeß. Dies wäre bspw. dann der Fall, wenn Cd in einem thermischen Prozeß zu 100% in die Atmosphäre emittiert wird. Die SVZ_O wäre gleich Null, wenn der Prozeß alles Cadmium in einem Reststoff mit möglichst geringer Masse aufkonzentriert.

Die zuvor qualitativ formulierte Stoffkonzentrierungseffizienz ($SKE_{A,j}$) eines Prozesses A ist dann wie folgt definiert:

$$SKE_{A,j} = \frac{SVZ_{I,A,j} - SVZ_{O,A,j}}{SVZ_{I,A,j}} \cdot 100$$

Gleichung 22

Die SKE eines Prozesses wird zum Unterschied zur SVZ in % angegeben. Die SKE liegt im Intervall von $[(SVZ_I - 1)/SVZ_I \cdot 100, 100[$. $SKE_{A,j} = 100\%$ bedeutet, daß der Stoff j durch den Prozeß A maximal aufkonzentriert wird. $SKE_{A,j} = 0\%$ bedeutet, daß die Konzentrations-Masseverteilung des Inputs gleich "gut"[19] wie jene des Outputs ist, es also zu keiner Konzentrierung gekommen ist. Eine negative SKE bedeutet, daß der Prozeß den Stoff verdünnt. Gleichung 22 gilt auch für die weiter unten definierten Gesamtstoffverdünnungszahlen (SVZ_{tot}) zur Berechnung der Gesamtstoffkonzentrierungseffizienz (SKE_{tot}) eines Prozesses.

Zusammenfassung

Ein Prozeß transformiert die Konzentrations-Masseverteilung der Inputgüter, gekennzeichnet durch die SVZ_I, in die Konzentrations-Masseverteilung der Outputgüter, gekennzeichnet durch die SVZ_O. Die Qualität dieses Vorganges wird durch die SKE des Prozesses, die als die bezogene Differenz zwischen den SVZ des Inputs und des Outputs definiert ist, quantifiziert. Ein Beispiel dafür ist in Abbildung 3-6 für Hg mit typischen Werten einer MVA dargestellt. Die gasförmigen und flüssigen Güter sind in diesem Beispiel nicht berücksichtigt, da ihr Beitrag zu den SVZ unbedeutend ist (<<0,1%). Der Input besteht aus einem einzigen Gut (Restmüll). Als funktionelle Einheit wird eine Tonne Abfallinput verwendet.

[18] Bisher wurde aus Gründen der Übersichtlichkeit darauf verzichtet, einen Index für Prozesse zu verwenden.
[19] Die Konzentrations-Masseverteilungen des In- und Outputs können dabei völlig unterschiedlich aussehen.

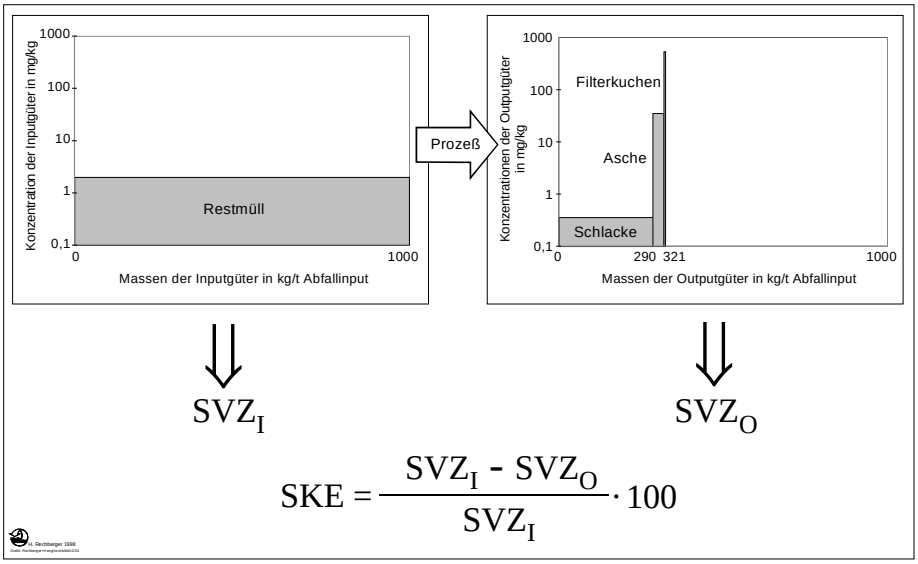


Abbildung 3-6: Transformation der Hg-Konzentrations-Masseverteilung der Inputgüter in die Hg-Konzentrations-Masseverteilung der festen Outputgüter durch den Prozeß MVA[20]

Im weiteren werden die SVZ und SKE des Reststoff- bzw. Gesamtmodells mit den Indizes "R" bzw. "G" gekennzeichnet. Wo sich Aussagen allgemein auf beide Modelle beziehen, oder kapitelweise nur ein Modell behandelt wird, werden diese der Übersichtlichkeit halber weggelassen.

Einschub: Anleitung für den Anwender (1)

Im folgenden wird die Vorgehensweise zur Ermittlung der SKE eines Stoffes j für einen Prozeß exemplarisch durchgeführt. Es wird angenommen, daß der Prozeß 6 Inputgüter und 5 Outputgüter hat. Erster Schritt ist die Durchführung einer Stoffflußanalyse mit folgenden Ergebnissen (Tabelle 3-3):

Tabelle 3-3: Ergebnisse einer Stoffbilanz eines Prozesses

i	Inputgüter	c_I [mg/kg]	M_I [kg/h]	i	Outputgüter	c_O [mg/kg]	M_O [kg/h]
1	Luft	c_{I1j}	M_{I1}	1	Abgas	c_{O1j}	M_{O1}
2	Wasser	c_{I2j}	M_{I2}	2	Abwasser	c_{O2j}	M_{O2}
3	Abfall 1	c_{I3j}	M_{I3}	3	Reststoff 1	c_{O3j}	M_{O3}
4	Abfall 2	c_{I4j}	M_{I4}	4	Reststoff 2	c_{O4j}	M_{O4}
5	Abfall 3	c_{I5j}	M_{I5}	5	Reststoff 3	c_{O5j}	M_{O5}
6	Betriebsmittel	c_{I6j}	M_{I6}				

[20] Da die Ordinate im log. Maßstab ist, sind die grauen Flächen für In- und Output nicht gleich groß.

Um die SKE_j des Prozesses zu berechnen, werden die Massenflüsse (M) auf eine funktionelle Einheit bezogen. Als funktionelle Einheit bietet sich für die meisten Fragestellungen eine Tonne Abfallinput an. Diese bezogenen Massenflüsse (m, [kg Gut/t Abfallinput]) erhält man in diesem Beispiel demnach folgendermaßen:

$$m_{I1} = \frac{M_{I1}}{M_{I3} + M_{I4} + M_{I5}} \cdot 1000 \quad \text{bzw.} \quad m_{O2} = \frac{M_{O2}}{M_{I3} + M_{I4} + M_{I5}} \cdot 1000 \qquad \text{[kg/t AI]}$$

Im weiteren wird angenommen, die Resultate der Stoffflußanalyse zeigen, daß die Inputgüter Luft und Wasser keinen relevanten Beitrag zum Gesamtfluß des Stoffes j durch den Prozeß liefern. D.h. es gilt:

$$\frac{c_{I1j} \cdot M_{I1}}{\sum_{i=1}^{6} c_{Iij} \cdot M_{Ii}} \cdot 100 << 0{,}1 \qquad \text{und} \qquad \frac{c_{I2j} \cdot M_{I2}}{\sum_{i=1}^{6} c_{Iij} \cdot M_{Ii}} \cdot 100 << 0{,}1$$

Die benötigten Daten zur Berechnung der SKE_j reduzieren sich damit auf jene in Tabelle 3-4:

Tabelle 3-4: Benötigte Daten zur Berechnung der SKE

i	Inputgüter	c_I [mg/kg]	m_I [kg/t AI]	i	Outputgüter	c_O [mg/kg]	m_O [kg/AI]
1	Abfall 1	c_{I1j}	m_{I1}	1	Abgas	c_{O1j}	m_{O1}
2	Abfall 2	c_{I2j}	m_{I2}	2	Abwasser	c_{O2j}	m_{O2}
3	Abfall 3	c_{I3j}	m_{I3}	3	Reststoff 1	c_{O3j}	m_{O3}
4	Betriebsmittel	c_{I4j}	m_{I4}	4	Reststoff 2	c_{O4j}	m_{O4}
				5	Reststoff 3	c_{O5j}	m_{O5}
			Hintergrundkonzentration Luft			$c_{j,geog.,g}$	
			Hintergrundkonzentration Wasser			$c_{j,geog.,fl}$	

Der Gesamtfluß (X_j) des Stoffes j durch den Prozeß errechnet sich aus Gleichung 11 durch einsetzen der c_{Iij} und m_{Ii}.

$$X_j = \sum_{i=1}^{k} m_{Ii} \cdot c_{Iij}$$

Nachdem es gasförmige bzw. flüssige Outputgüter gibt, wird das Gesamtmodell angewendet. Die maximale Entropie wird daher mit Gleichung 18 ermittelt, indem X_j und $c_{j,geog.,g}$, als die kleinere der Hintergrundkonzentrationen von Luft und Wasser, eingesetzt werden.

$$H_{\max,m} = ld\left(\frac{X_j}{c_{j.geog.,g}} \cdot 100\right)$$

Um die $SVZ_{I,j}$ zu erhalten, setzt man X_j sowie die Konzentrationen (c_{Iij}) und spezifischen Massenflüsse (m_{Ii}) der k = 4 Inputgüter in Gleichung 10 ein

$$H_m(c_{Iij}, m_{Ii}) = ld(X_j) - \frac{1}{X_j}\sum_{i=1}^{k} m_{Ii} \cdot c_{Iij} \cdot ld(c_{Iij})$$

und dividiert durch die zuvor ermittelte $H_{max,m}$ gemäß Gleichung 9 unter Berücksichtigung von Gleichung 21.

$$SVZ_{I,j} = H_{rel,m}(c_{Iij}, m_{Ii}) = \frac{H_m(c_{Iij}, m_{Ii})}{H_{\max,m}}$$

Um die $SVZ_{O,j}$ zu erhalten, müssen die Konzentrationen und Massen der flüssigen und gasförmigen Outputgüter gemäß Gleichung 13 und Gleichung 15 umgerechnet werden. Man erhält die folgenden Inputdaten für Gleichung 10 (Tabelle 3-5).

Tabelle 3-5: Umgeformte Daten für Outputgüter im Gesamtmodell

i	Outputgüter	c_O [mg/kg]	m_O [kg/AI]
1	Abgas	$c_{j,geog.,g}/100$	$(c_{O1j} \cdot m_{O1})/ c_{j,geog.,g} \cdot 100$
2	Abwasser	$c_{j,geog.,fl}/100$	$(c_{O2j} \cdot m_{O2})/ c_{j,geog.,fl} \cdot 100$
3	Reststoff 1	c_{O3j}	m_{O3}
4	Reststoff 2	c_{O4j}	m_{O4}
5	Reststoff 3	c_{O5j}	m_{O5}

$H_{max,m}$ wurde bereits für die Inputgüter ermittelt. Die $SVZ_{O,j}$ ergibt sich analog zur $SVZ_{I,j}$ aus Gleichung 9, Gleichung 10 und Gleichung 21. Die SKE_j des Prozesses für den Stoff j erhält man schließlich aus Gleichung 22.

$$SKE_j = \frac{SVZ_{I,j} - SVZ_{O,j}}{SVZ_{I,j}} \cdot 100$$

3.2.2.3 Analyse der Unsicherheit der H-Funktion

Zwei Systeme können nur dann verläßlich miteinander verglichen werden, wenn man die Unsicherheiten der Bewertungsgrößen kennt[21]. Im vorliegenden Fall ist $H_{rel,m}(c_{ij},m_i)$ eine Funktion von direkt meßbaren Größen (c_{ij},m_i), die mit zufälligen Fehlern behaftet sind, wobei angenommen wird, daß diese normalverteilt sind[22]. Allgemein kann man schreiben:

$$H_{rel,m}(c_{ij},m_i) = f(x_1,....,x_n)$$

Gleichung 23

Das Gaußsche Fehlerfortpflanzungsgesetz ist eine Methode, solche Probleme zu linearisieren und damit näherungsweise die Unsicherheit zu ermitteln. Die allgemeine Formel der Gaußschen Fehlerfortpflanzung lautet:

$$Var\left[f(x_1,...,x_n)\right] \approx \sum_{i=1}^{n}\left[\frac{\partial f}{\partial x_i}\right]^2_{x_i=\mu_i} \cdot Var(x_i) + 2\sum_{i=1}^{n}\sum_{j>i}^{n}\left[\frac{\partial f}{\partial x_i}\right]_{x_i=\mu_i}\left[\frac{\partial f}{\partial x_j}\right]_{x_j=\mu_j} \cdot \mathrm{cov}(x_i,x_j)$$

Gleichung 24

Die Auswertung erfolgt dabei für die Erwartungswerte $x_i = \mu_i$ und $x_j = \mu_j$. Wird vereinfachend die Unabhängigkeit der einzelnen Parameter vorausgesetzt, können in Gleichung 24 die Kovarianzterme Null gesetzt werden. Des weiteren können die Varianzen der Massenflüsse dann vernachlässigt werden, wenn sie im Verhältnis zu den Varianzen der Stoffkonzentrationen klein sind, was bei abfallwirtschaftlichen Prozessen oft der Fall ist [Bauer, 1995], [Morf, 1998].

Mit den ermittelten Varianzen von $f(x_n)$ wird ein approximatives 100(1-α)% Konfidenzintervall berechnet,

$$f(x_1,...,x_n) - Z_{1-\alpha/2}\sqrt{Var(f(x_1,...,x_n))} \le \mu \le f(x_1,...,x_n) + Z_{1-\alpha/2}\sqrt{Var(f(x_1,...,x_n))}$$

Gleichung 25

wobei $Z_{1-\alpha/2}$ das (1-α/2)- Quantil der Standardnormalverteilung N(0,1) ist. Für Stoffflußanalysen abfallwirtschaftlicher Prozesse wird oft α = 0,05 angenommen und es wird im allge-

[21] Dies ist jedoch aufgrund der eingeschränkten Datenlage nicht immer möglich.

[22] Diese Annahme gilt in der Abfallwirtschaft oft nur näherungsweise, wird jedoch aus praktischen Gründen gerne verwendet [Morf, 1998]. Für die im Kapitel 4.1.1.3 verwendeten Varianzen wurde die Normalverteilungsannahme herangezogen.

meinen auf 2σ gerundet [Schachermayer et al., 1995], [Bauer, 1995], [Schachermayer et al., 1997], [Morf, 1998].

Bei der Ableitung von $H_{rel,m}(c_{ij},m_i)$ für Gleichung 24 ist zu beachten, daß gilt:

$$\frac{d(ld(x))}{dx} = \frac{1}{x} \cdot \frac{1}{ln(2)}$$

Gleichung 26

Die Ableitung erfolgt unter Anwendung von Gleichung 20 und

$$h'(x) = g'(f(x)) \cdot f'(x)$$

Gleichung 27

mit

$$h(x) = g(f(x))$$

Die Signifikanz der Unterschiede von $H_{rel,m}(c_{ij},m_i)$ verschiedener Prozesse kann mit Hilfe statistischer Testverfahren untersucht werden. Existieren keine Angaben zur Unsicherheit der Inputdaten (c_{ij},m_i), kann mit einfachen Sensitivitätsanalysen (Variation der Inputdaten) untersucht werden, ob die Resultate für zwei oder mehrere Untersuchungseinheiten relevant unterschiedlich sind[23] (vergl. Kapitel 4.1.1.1).

3.2.2.4 Gewichtung von Stoffen

3.2.2.4.1 Reststoffmodell

Um die n stoffspezifischen Stoffverdünnungszahlen ($SVZ_{R,j}$) eines Prozesses untereinander vergleichen und zu einem Beurteilungswert aggregieren zu können, ist es notwendig, diese zu gewichten. In bezug auf die oben definierten Ziele ist es naheliegend, geogene Güter als Referenz für die festen Reststoffe eines Prozesses heranzuziehen. Um den Zielen "Umweltschutz" und "Ressourcenschonung" zu genügen, sollen diese entweder erdkrusten- oder erzähnliche Zusammensetzung aufweisen (vergl. Tabelle 3-2). Der im weiteren vorgeschlagene Weg der Gewichtung orientiert sich somit an der sog. "anthropogen zu geogenen Referenzmethode" (vergl. Kapitel 1). Es können jedoch auch toxikologische Aspekte berücksichtigt werden (s. w. u.).

$$H_{rel}(c_{ij})_{\text{Ref.}} = \frac{H(c_{ij})_{\text{Ref.}}}{H(c_{ij})_{\text{Ref.,max}}} = \frac{H(c_{ij})_{\text{Ref.}}}{ld(2)} = H(c_{ij})_{\text{Ref.}}$$

Gleichung 28

[23] Die Relevanz muß in diesem Fall jedoch subjektiv bestimmt werden.

$H_{rel}(c_{ij})_{Ref.}$ ist die relative statistische Entropie eines Stoffes, berechnet mit den durchschnittlichen Konzentrationen einer Masseneinheit Erdkruste und einer Masseneinheit Erz. Man kann $H_{rel}(c_{ij})_{Ref}$ somit als ein Maß für die fiktive[24] natürlich vorkommende Konzentrations-(Masse)verteilung betrachten, im Gegensatz zur realen technisch realisierten Konzentrations-Masseverteilung eines Abfallbehandlungsverfahrens bzw. jener seiner Inputgüter.

Die stoffgewichtete (Index w) $SVZ_{R,j,w}$ für einen Stoff j ist definiert durch Gleichung 29. Indem in Gleichung 30 $H_{rel}(c_{ik})_{Ref.,min}$ als das Minimum von n Referenztermen gewählt wird, ergeben sich für die Gewichtsterme g_j Werte zwischen [0,1]. Dies ist für die häufigsten Gesteine der Fall, wenn auf Hg bezogen wird (vergl. Abbildung 3-7).

$$SVZ_{R,j,w} = g_j \cdot SVZ_{R,j}$$

Gleichung 29

$$g_j = \frac{H_{rel}(c_{ik})_{\text{Ref.,min}}}{H_{rel}(c_{ij})_{\text{Ref.}}}$$

Gleichung 30

Tabelle 3-6: Konzentrationen (c) in [mg/kg] ausgewählter Metalle in der Erdkruste und deren häufigster Gesteine, durchschnittliche Konzentrationen der Erze in [mg/kg] und daraus berechnete Gewichte (g) [-]; [(a)][Krauskopf, 1967]; [(b)][Merian, 1984]; [(c)][Vinogradov, 1962]; [(d)][Enzyklopädie Brockhaus, 1966]

	Cd		Hg		Pb		Zn		Cu		Cr	
	c	g	c	g	c	g	c	g	c	g	c	g
∅ Erdkruste[(a)]	0,2	0,98	0,08	1	13	0,19	70	0,03	60	0,01	100	0,17
magmatische Gesteine												
Basite[(c)]	0,19	1,04	0,09	1	8	0,32	130	0,02	100	0,01	200	0,10
Granite[(c)]	0,1	0,89	0,04	1	20	0,07	60	0,02	20	0,02	25	0,31
Granite[(b)]	0,09	0,75	0,03	1	32	0,03	50	0,02	13	0,02	12	0,47
Basalte[(b)]	0,1	0,47	0,02	1	3,5	0,17	100	0,01	90	0,00	168	0,03
Clarke-Werte für magm. Gesteine[(c)]	0,13	0,68	0,05	1	16	0,10	83	0,02	47	0,01	83	0,13
sedimentäre Gesteine												
Tonige Gesteine[(c)]	0,3	1,85	0,27	1	20	0,38	80	0,09	57	0,04	100	0,51
Kalke[(b)]	0,16	0,45	0,03	1	5	0,18	23	0,04	4	0,05	11	0,51
Kalksteine[(c)]	0,04	2,33	0,04	1	9	0,14	20	0,05	4	0,07	11	0,66
Gneise[(b)]	0,1	0,47	0,02	1	16	0,04	65	0,01	23	0,01	76	0,06
					∅ Erz-Konzentrationen							
Erz[(d)]	4.400		2.000		50.000		40.000		10.000		350.000	

[24]"Fiktiv" deshalb, da die Massen von Erdkruste und Erz in Gleichung 28 nicht berücksichtigt sind.

Die g_j können praktisch als Stoffkonstanten angesehen werden, sofern man die ihnen zugrundeliegenden durchschnittlichen Stoffkonzentrationen für Erdkruste und Erz akzeptiert. In Tabelle 3-6 sind Stoffkonzentrationen und daraus berechnete Gewichte für die Erdkruste und deren häufigste Gesteine aufgelistet (vergl. auch Abbildung 3-7).

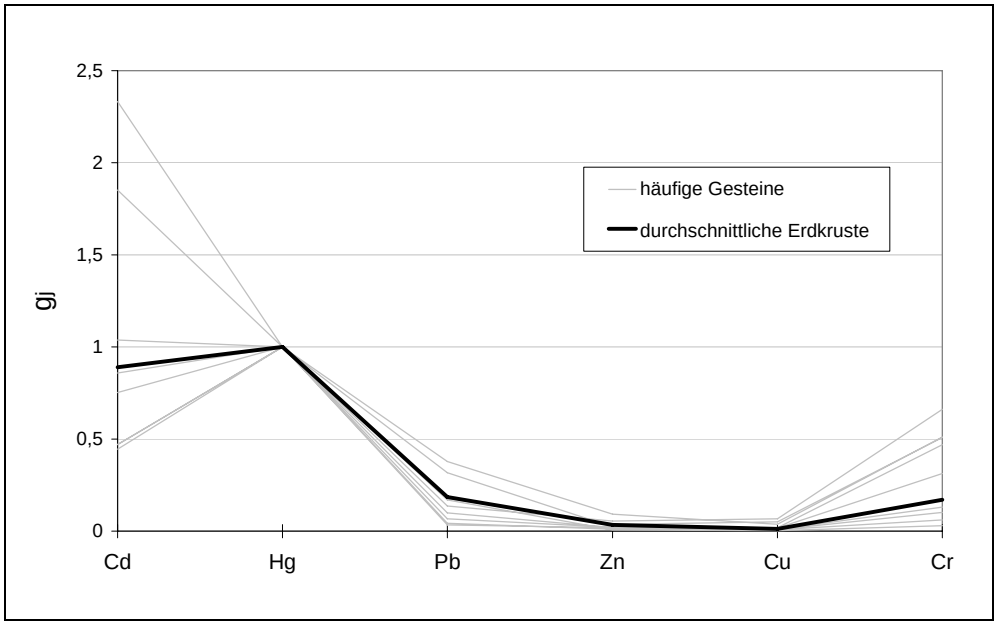


Abbildung 3-7: Gewichte g_j, berechnet mit Konzentrationen für die durchschnittliche Erdkruste und deren häufigste Gesteine für ausgewählte Metalle

Aus Abbildung 3-7 ist ersichtlich, daß je nach Gestein die Gewichtung der Stoffe von jener der durchschnittlichen Erdkruste unterschiedlich sein kann. Im weiteren werden zur Gewichtung der SVZ ausschließlich Gewichte g_j, die mit Durchschnittskonzentrationen für Erdkruste und Erze nach Tabelle 3-6 gebildet wurden, verwendet. Ob sich die Bewertungen von Verfahren durch den Einsatz anderer Gewichte relevant verändern können, muß von Fall zu Fall untersucht werden.

Die Gewichtung charakteristischer Sätze ausgewählter $SVZ_{R,O,j}$ zweier Prozesse ist in Abbildung 3-8 dargestellt. Die fiktive natürlich vorkommende Verteilung dient als Maß, um die stoffspezifischen $SVZ_{R,j}$ zu gewichten. Abbildung 3-8 zeigt links die Gewichtung ausgewählter $SVZ_{R,O,j}$ eines Prozesses A, die ein Vielfaches der natürlichen Verteilung $(H_{rel}(c_{ij})_{Ref.})$ sind. In diesem Fall sind die vier $SVZ_{R,O,j}$ als gleichwertig zu betrachten, die gewichteten $SVZ_{R,O,j,w}$ sind daher gleich groß. In der rechten Hälfte ist das Gegenteil dargestellt: Identische $SVZ_{R,O,j}$ eines Prozesses B werden durch die Gewichtung unterschiedlich. $SVZ_{R,O,j}$, die näher an der natürlichen Verteilung sind (z.B. Zink und Blei), werden zum Optimum (=0) hin verschoben, weil für diese Stoffe oben definierte Ziele (Erzeugung von Gütern mit geogener Zusammensetzung) besser erreicht werden als für Quecksilber und Cadmium.

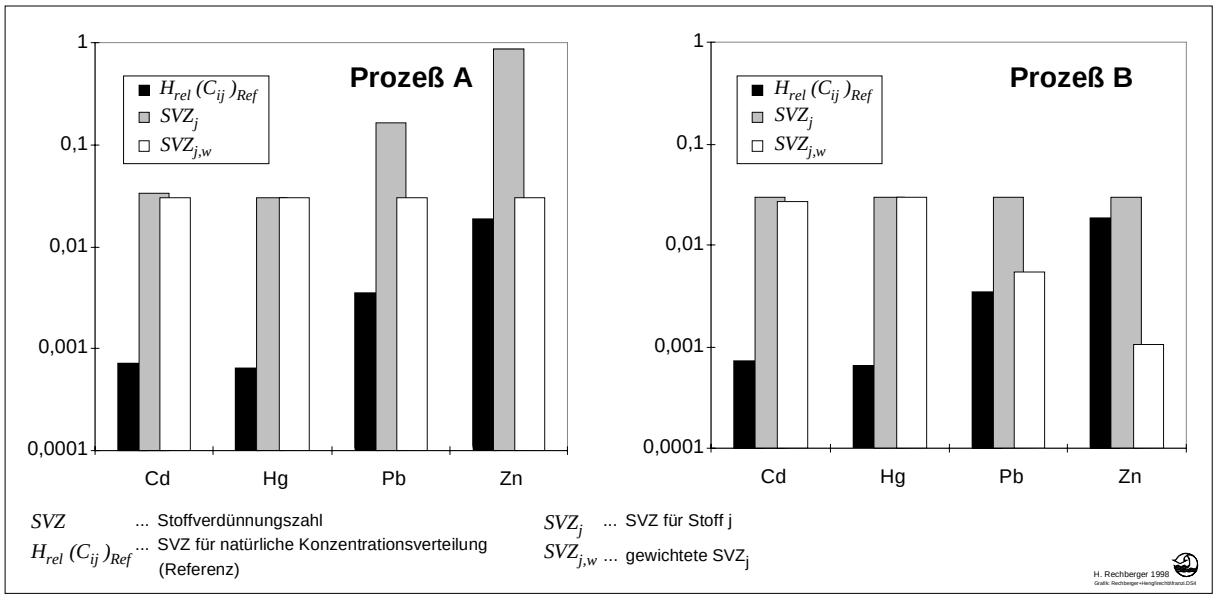


Abbildung 3-8: Gewichtung charakteristischer Sätze ausgewählter $SVZ_{R,O,j}$ zweier Prozesse A und B. Das Verhältnis zwischen technischer ($SVZ_{R,O,j}$) und "natürlicher" ($H_{rel}(c_{ij})_{Ref.}$) Stoffverdünnungszahl gibt die gewichtete $SVZ_{R,O,j,w}$.

Die gewichteten $SVZ_{R,j,w}$ können nun direkt miteinander verglichen und kombiniert werden. Die Gesamtstoffverdünnungszahl $SVZ_{tot,R}$ (SDN_{tot} für Total Substance Dilution Number) eines Prozesses für n Stoffe ist quantitativ durch Gleichung 31 gegeben. Die SVZ_{tot} ist der gewichtete Mittelwert (g_j sind die Gewichte) von n Größen ($SVZ_{R,j}$).

$$SVZ_{tot,R} = \frac{\sum_{j=1}^{n} g_j \cdot SVZ_{R,j}}{\sum_{j=1}^{n} g_j} = \frac{\sum_{j=1}^{n} SVZ_{R,j,w}}{\sum_{j=1}^{n} g_j}$$

Gleichung 31

Zusätzlich zu den Gewichten von Gleichung 30 könnten weitere bzw. andere Gewichte in Gleichung 31 eingesetzt werden, die Aspekte wie die Knappheit der Ressourcen oder das human- bzw. ökotoxikologische Potential der Reststoffe berücksichtigen. Es können bspw. anstatt der Erzkonzentrationen Mindestkonzentrationen für einen ökonomischen Abbau (Ressourcenaspekt) und anstatt von durchschnittlichen Erdkrustekonzentrationen Werte für max. zulässige Stoffkonzentrationen im Boden eingesetzt werden. Die (geogenen) Hintergrundkonzentrationen im Gesamtmodell können durch Emissions- bzw. Immissionsgrenzwerte ersetzt werden (toxikologische Aspekte). Die Hauptvorteile für den Einsatz geogener Referenzkonzentrationen sind: (1) Die Beurteilung von Stoffen, für die noch keine Grenzwerte existieren, ist möglich. (2) Es können regionale Unterschiede berücksichtigt werden

(vergl. Abbildung 4-11). (3) Grenzwerte können auch das Ergebnis politischer und gesellschaftlicher Umstände sein.

3.2.2.4.2 Gesamtmodell

Wie im vorangegangenen Kapitel gezeigt wurde, basiert die Gewichtung der Stoffe im Reststoffmodell auf dem Verhältnis stoffspezifischer Maßzahlen ($H_{rel}(c_{ij})_{Ref.}$), die mit den natürlich vorkommenden Konzentrationen der Stoffe gebildet wurden. Im Gesamtmodell sind die $SVZ_{G,j}$, aufgrund der in die Entropie-Funktion eingehenden geogenen Referenzkonzentrationen für gasförmige und flüssige Emissionen (vergl. Gleichung 13 und Gleichung 15), bereits gewichtet. Das heißt, daß die Unterschiede in den geogenen Konzentrationen der Stoffe in Atmosphäre und Hydrosphäre bereits in den SVZ berücksichtigt sind. Um die Unterschiede in den geogenen Referenzmaterialien Erz und Erdkruste zu berücksichtigen, genügt es somit, die Gewichtung des Reststoffmodells auf die $SVZ_{G,j}$ aus dem Gesamtmodell anzuwenden, um die $SVZ_{tot,G}$ des Gesamtmodells zu berechnen.

Einschub: Anleitung für den Anwender (2)

Im folgenden wird die Vorgangsweise zur Ermittlung der SKE_{tot} eines Prozesses für die Stoffe Cd und Hg exemplarisch durchgeführt. Die Berechnung der SVZ eines Stoffes für In- und Outputgüter eines Prozesses wurde bereits auf Seite 24 vorgeführt. Um die Gewichte g_j nach Gleichung 30 berechnen zu können, benötigt man die durchschnittlichen Konzentrationen der Stoffe in der Erdkruste und im Erz. Diese sind in Tabelle 4-2 für einige abfallrelevante Stoffe angegeben. Für Cd ergibt sich: Erzkonzentration c_{1Cd} = 4.400 mg/kg, Erdkrustekonzentration c_{2Cd} = 0,2 mg/kg; für Hg: Erzkonzentration c_{1Hg} = 2.000 mg/kg, Erdkrustekonzentration c_{2Hg} = 0,08 mg/kg. Diese Konzentrationen werden in Gleichung 3 und Gleichung 4 unter Berücksichtigung von Gleichung 28 eingesetzt.

$$c_{Cd} = \sum_{i=1}^{2} c_{iCd} \qquad H(c_{iCd})_{\text{Ref.}} = ld(c_{Cd}) - \frac{1}{c_{Cd}} \cdot \sum_{i=1}^{2} c_{iCd} \cdot ld(c_{iCd})$$

Es ergeben sich die Werte: $H(c_{iCd})_{Ref.}$ = 0,00072 und $H(c_{iHg})_{Ref.}$ = 0,00064. Indem auf Hg bezogen wird, ergeben sich die Gewichte aus Gleichung 30 zu:

$$g_{Cd} = \frac{0{,}00064}{0{,}00072} = 0{,}89 \qquad g_{Hg} = \frac{0{,}00064}{0{,}00064} = 1$$

Die bekannten SVZ für In- und Outputgüter können nun mit diesen Gewichten gemäß Gleichung 31 zur SVZ_{tot} aggregiert werden.

$$SVZ_{tot,I} = \frac{g_{Cd} \cdot SVZ_{I,Cd} + g_{Hg} \cdot SVZ_{I,Hg}}{g_{Cd} + g_{Hg}} \qquad \text{bzw.} \qquad SVZ_{tot,O} = \frac{\sum_{j=1}^{2} g_j \cdot SVZ_{O,j}}{\sum_{j=1}^{2} g_j}$$

Die Gesamtstoffkonzentrierungseffizienz des Prozesses für die Stoffe Cd und Hg ergibt sich aus Gleichung 22.

$$SKE_{tot} = \frac{SVZ_{tot,I} - SVZ_{tot,O}}{SVZ_{tot,I}} \cdot 100$$

3.3 Benennung, Anwendung und Grenzen der Methode

Die vorgestellte Methode wurde zur Bewertung der Konzentrations-Masseverteilung der In- und Outputgüter bzw. der Stoffkonzentrierungseffizienz von abfallwirtschaftlichen Prozessen entwickelt. Im weiteren wird sie deshalb mit MASTER benannt, was für *Methode zur Analyse der Stoffkonzentrierung von Entsorgungs- und Recyclingprozessen* steht[25].

MASTER baut auf den Resultaten der Methode der Stoffflußanalyse auf und hilft diese zu bewerten. Für MASTER gelten somit all jene Vorzüge und Grenzen, wie sie auch für die etablierte Methode der Stoffflußanalyse existieren. Die häufigste Kritik an der Stoffflußanalyse ist jene, daß die Methode nur Gesamtgehalte (z.B. org. Kohlenstoffbilanz), jedoch keine Bindungsformen bzw. Verbindungen (z.B. Dioxine) und damit die unterschiedliche Toxizität von Stoffflüssen bzw. Stofflagern berücksichtigt. Eine fundierte Diskussion dieses Einwandes findet sich z.B. in [Brunner, 1992a]. Der Ressourcenaspekt wird von MASTER vollständig berücksichtigt. Eine hohe SKE hat immer eine hohe Wiederverfügbarkeit eines Stoffes zur Folge, eine hohe SKE_{tot} bedeutet auch die Wiederverfügbarkeit der Reststoffe, vorausgesetzt, daß die Stoffauswahl vollständig getroffen wurde. Der Aspekt des Umweltschutzes wird in MASTER durch Grenzwerte bzw. in einem konservativen Zugang durch den Vergleich mit geogenen Referenzgütern erfaßt. Die Anwendung von MASTER ist beschränkt auf zu konzentrierende *abfallrelevante*[26] Stoffe bzw. anorganische Schadstoffe (vergl. Kapitel 3.1). Es ist nicht auszuschließen, daß durch die Stoffauswahl der Verfahrensvergleich beeinflußt werden kann. Diesbezüglich ist daher die SKE_{tot} eines Verfahrens kritisch zu hinterfragen. Das Problem der richtigen Stoffauswahl tritt jedoch bereits bei der Erstellung der Stoffbilanzen auf und ist daher kein spezifisches Problem der hier vorgestellten Methode.

[25] engl.: Method for the Analysis of the Substance concentrations of Treatment End-products and Recycling goods.

[26] Es hat keinen Sinn, die Methode beim Verfahrensvergleich auf nicht abfallrelevante Stoffe anzuwenden, d.h. auf Stoffe, welche im Input bereits Erdkrustekonzentration haben.

Der MASTER-Ansatz ist nicht beschränkt auf die klassische Abfallwirtschaft (Entsorgungs- und Recyclingprozesse), sondern ist in der Regel dort anwendbar, wo es um Fragen der effizienten Steuerung von Stoffflüssen geht. Dies kann sowohl Produktionsprozesse (Zementherstellung, chemische Industrie, Bergbau- und metallurgische Prozesse) als auch den Stoffhaushalt von Regionen betreffen. Die vorliegende Arbeit beschränkt sich auf die Anwendung auf rein abfallwirtschaftliche Fragestellungen.

Die Notwendigkeit, nicht zerstörbare (Schad)stoffe zu konzentrieren entspringt aus den Zielen der Abfallwirtschaft. Die Ziele dürfen jedoch nicht für den einzelnen Prozeß isoliert, sondern müssen für das Gesamtsystem AWS gesehen werden. Eine hohe SKE eines Verfahrens bedeutet a priori noch nicht eine optimale Lösung für das Gesamtsystem. Es sind daher auch die einem Abfallbehandlungsverfahren vor- und nachgeschalteten Prozesse (z.B. Sammel- und Recyclingprozesse, Deponie) in das System mit einzubeziehen (vergl. Abbildung 3-9).

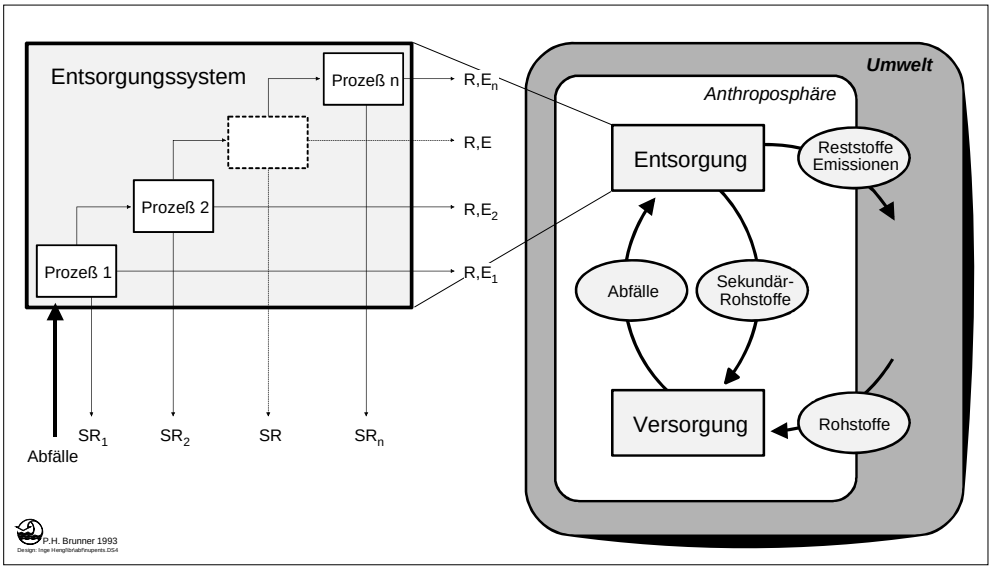


Abbildung 3-9: Die Abfallwirtschaft als aus einzelnen Prozessen aufgebautes System: Die Ziele einzelner Prozesse als auch jene der gesamten Abfallwirtschaft sind rezyklierbare Produkte (Sekundär-Rohstoffe SR) und umweltverträgliche Emissionen (E) und Reststoffe (R) zu erzeugen [Brunner & Bauer, 1993]

In dieser Arbeit wird dem "System"- Aspekt Rechnung getragen, indem Prozesse kombiniert (Kapitel 4.2.1), nachgeschaltete Prozesse berücksichtigt werden (Kapitel 4.2.1.3.1) und die Methode auf einen großen Teil der Abfallwirtschaft angewandt wird (Kapitel 4.3).

3.4 Entropie

3.4.1 Überblick über den Begriff und Folgerungen

Selbst innerhalb der Wissenschaft gibt es über den Begriff der Entropie keine Einigkeit [ter Haar, 1959], [Georgescu-Roegen, 1974], [Sietmann, 1991]. Die Literatur zum Thema Entropie ist praktisch unüberschaubar. Die Anwendung der Entropie geht von den klassisch-naturwissenschaftlichen Bereichen der Chemie und Physik über die Kommunikations- und Informationswissenschaften, bis zur Biologie, Ökonomie, Soziologie, Psychologie, Politikwissenschaft und sogar bis zur Kunst. Dies zeigt, daß der Begriff "Entropie" bis heute an seiner Faszination nichts eingebüßt hat. Der berühmte Astro-Physiker Sir A. Eddington gestand dem Gesetz vom ständigen Wachsen der Entropie den höchsten Rang unter den Naturgesetzen zu [Eddington, 1931]. Er bezeichnete die Entropie erstmals als *"the arrow of time"* (Eddington zog aus dem 2. Hauptsatz der Thermodynamik die Erkenntnis, daß die Entropiezunahme neben der Expansion des Weltalls das einzige objektive Merkmal für die Richtung des Ablaufs der Zeit darstellt); Rifkin propagiert die Entropie gar als neues Weltbild [Rifkin, 1982]. Im folgenden wird ein kurzer Abriß über die Entwicklung des Entropiebegriffes gegeben, soweit er für diese Arbeit von Interesse ist. Für detaillierte Angaben sei neben den weiter unten zitierten Publikationen auf die Standardliteratur zu diesem Thema verwiesen, z.B. im thermodynamischen Kontext: [Reif, 1985], [Baehr, 1989], [Fast, 1968], [Zemansky, 1981]; im informationstheoretischen Kontext[27]: [Shannon, 1948], [Brillouin, 1956], [Prigogine, 1989, 1995].

Der Begriff Entropie wurde von R. Clausius eingeführt [Clausius, 1865] und heißt frei übersetzt "Umwandlung" (griechisch τροπη, die Vorsilbe "en" wurde gewählt, um den Bezug zur Energie herauszustreichen). Clausius berühmte Formulierung des 1. und 2. Hauptsatzes der Thermodynamik lautet:

Die Energie des Universums bleibt konstant.
Die Entropie des Universums strebt zu jedem Zeitpunkt einem Maximum zu.

Oft findet man folgende thermodynamische Definition für die Entropie mit T als absoluter Temperatur [K]:

$$S = \int_0^T \frac{dQ_{rev}}{T}$$

Die Entropie nimmt im Gebäude der Thermodynamik eine zentrale Schlüsselstellung ein. Mit Hilfe dieses neuen Begriffes war es möglich, zahlreiche neue und allgemeingültige Gesetze für das Verhalten der Materie in ihren Aggregatzuständen herzuleiten. So entstand gegen Ende des 19. Jhdt. die neue Wissenschaft der physikalischen Chemie, deren Grundlagen vor al-

[27] Die Unterscheidung in thermodynamischen und informationstheoretischen Kontext ist subjektiv und die Zuordnung oben stehender Werke nicht immer eindeutig möglich.

lem durch J.W. Gibbs [Gibbs, 1948] gelegt wurden. Von Wissenschaftern wie H. Poincaré und M. Planck und Ingenieuren wie N.L.S. Carnot und W.J. Rankine wurde die Thermodynamik auf ein klar definiertes System makroskopisch meßbarer Größen (Druck, Temperatur, etc.) gestellt.

Diese klassische oder phänomenologische Thermodynamik wurde Ende des 19. Jhdt. durch die statistische Thermodynamik oder statistische Mechanik ergänzt. Diese hatte sich aus der kinetischen Gastheorie entwickelt und wurde besonders durch die Arbeiten von L. Boltzmann [Boltzmann, 1923] und Gibbs gefördert. Die statistische Thermodynamik geht im Gegensatz zur klassischen Thermodynamik vom atomistischen Aufbau der Materie aus. Die Gesetze der klassischen Mechanik bzw. Quantenmechanik wurden auf die Teilchen (Atome, Moleküle) angewandt, und durch statistische Methoden wurde ein Zusammenhang zwischen den Eigenschaften der Teilchen und den makroskopischen Eigenschaften eines aus sehr vielen Teilchen bestehenden Systems gewonnen. Über das Boltzmannsche H-Theorem konnte somit die klassisch definierte Entropie durch mechanische Vorgänge erklärt werden, nämlich durch die Geschwindigkeitsverteilung und -veränderung infolge von Zusammenstößen der Gasmoleküle. Boltzmann stellte damit den Zusammenhang zwischen Entropie und "thermodynamischer Wahrscheinlichkeit", einer von Planck eingeführten Bezeichnung, her. Boltzmanns berühmte Formel $S = k \cdot \log W$ ist auf seinem Grabstein am Wiener Zentralfriedhof verewigt. W ist dabei die Zahl der mikroskopisch möglichen Anordnungen der Teilchen für einen bestimmten makroskopisch beobachteten Zustand, k die Boltzmann-Konstante und log die alte Bezeichnung für den natürlichen Logarithmus.

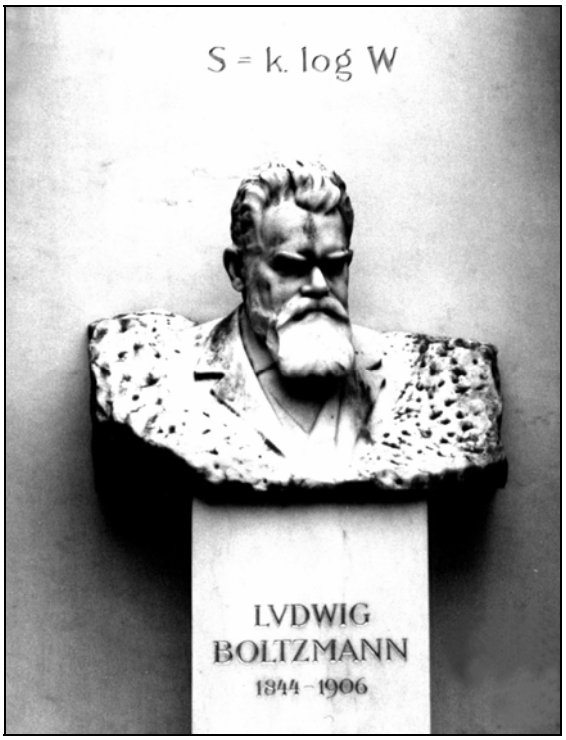


Abbildung 3-10: Ehrengrab der Stadt Wien für Ludwig Boltzmann am Zentralfriedhof

Anhand des von Boltzmann gefundenen Zusammenhangs ließ sich die Entropie nunmehr auch wahrscheinlichkeitstheoretisch deuten. Die Entropie wurde infolgedessen in der Statistik ein Maß zur Beurteilung der Streuung von Häufigkeits- bzw. Wahrscheinlichkeitsverteilungen. In diesem Sinne wird sie in der vorliegenden Arbeit eingesetzt (vergl. Kapitel 3.1). Shannon [Shannon, 1948], [Shannon & Weaver 1949][28] definierte eine Größe H, welche die Unsicherheit einer Informationsquelle mißt. Aufgrund der Ähnlichkeit der mathematischen Form ($S = k \cdot H$) und der physikalischen Bedeutung nannte er diese ebenfalls Entropie[29]. In der Literatur wird sie zur Unterscheidung von S, der thermodynamischen Entropie, auch Informations- oder Shannon- Entropie (H) genannt.

Spätestens ab diesem Zeitpunkt herrscht in der Wissenschaft keine Einigkeit mehr über die unterschiedlichen Interpretationen und Anwendungen der Entropie. Der Evolutionsbiologe Jeffrey Wicken bringt das folgendermaßen auf den Punkt [Sietmann, 1991]: "Als Resultat unabhängiger Entwicklungslinien in der Thermodynamik und in der Informationstheorie gibt es heute zwei Entropien in der Wissenschaft: das ist eine zuviel." Ein Vertreter einer entgegengesetzten Denkrichtung ist der französische Physiker Leon Brillouin. Für ihn gibt auch die (thermodynamische) Entropie den Betrag an fehlender Information über die mikroskopische Struktur eines Systems an. Nach Schrödinger [Schrödinger, 1945] führt Brillouin den Begriff der Negentropie (ist gleich negative Entropie) ein und setzt diesen, im Gegensatz zu Shannon, mit Information gleich [Brillouin, 1951ab, 1953].

Georgescu-Roegen akzeptiert die durch Boltzmann begründete statistische oder wahrscheinlichkeitstheoretische Interpretation der Entropie und damit des Zweiten Hauptsatzes ("reversible Prozesse sind möglich, nur höchst unwahrscheinlich") nicht. Sein Verdienst ist es jedenfalls, auf die Entropie der Materie explizit aufmerksam gemacht zu haben [Georgescu-Roegen, 1971]. Er zerstört den bis dahin bei den Ökonomen vorherrschenden Glauben an die unbegrenzten Möglichkeiten des Recyclings, indem er die Wirtschaft als den Prozeß darstellt, der enorme Mengen an Rohstoffen niedriger Entropie in Emissionen und Abfälle mit hoher Entropie umwandelt. Die Einführung eines eigenen Vierten Hauptsatzes der Thermodynamik für die Materie (Unverfügbare (dissipierte) Materie ist nicht wiederzugewinnen) [Georgescu-Roegen, 1987] ist jedoch aus mehreren Gründen nicht angebracht. [Stahl, 1996] drückt das so aus: Materielle Entropie ist wesensgleich mit energetischer Entropie, der Zweite Hauptsatz folglich die Bilanz für alle Arten von Entropie. [Martinás & Ayres, 1994] entgegnen, daß die Energie (besser Exergie als verfügbare Energie) die letztendlich limitierende Größe ist, um die durch den Wirtschaftsprozeß dissipierte Materie wieder verfügbar zu machen. Diese Argumentation vertritt auch das schweizerische Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft,

[28] Die zweite Publikation, mit einer zusätzlichen Rezension von W. Weaver, unterscheidet sich praktisch nur im Titel und einem neu geschriebenen Appendix 4 und wurde zwecks Erleichterung einer ev. Literaturbeschaffung angegeben.

[29] Angeblich wollte Shannon diese Funktion nicht als Informationsmaß benennen. Er fragte daher seinen Freund, den Mathematiker und Physiker v. Neumann, der ihm den Rat gab, die Funktion aus zwei Gründen als Entropie zu bezeichnen: "Firstly you have got the same expression as is used for entropy in thermodynamics and secondly and even more importantly, since even after one hundred years, nobody understands what entropy is, and so if you use the word entropy, you will always win in an argument!" [Tribus, 1979], [Sietmann, 1991].

indem es bezüglich Ressourcen ausschließlich einen Ökofaktor für Energie, jedoch nicht für Rohstoffe berechnet [BUWAL, 1998].

[Fast, 1968] streicht dagegen heraus, daß thermodynamische Entropie (Clausius) und statistische Entropie (Boltzmann) wesensgleich sind und zu gleichen Resultaten führen. Er lehnt sogar die Unterscheidung in thermodynamische und statistische Entropie ab, da es sich nicht um verschiedene physikalische Größen, sondern nur um verschiedene Wege, diese eine Größe zu bestimmen, handelt. Informations-Entropie und thermodynamische Entropie können dagegen nicht miteinander verglichen werden, da sie unterschiedliche Dimensionen haben. Pointiert drückt das J.D. Fast so aus: "Wenn es Sinn hätte von der Entropie einer Sprache zu reden, dann hätte es auch Sinn zu fragen, wieviel Joule man dieser Sprache zuführen müßte, um ihre Temperatur von 20 auf 100 °C zu heben."

Folgerungen für diese Arbeit

Der Entropiebegriff ist aufgrund seiner herausragenden technisch-naturwissenschaftlichen und darüber hinausgehenden Bedeutung auch heute noch Gegenstand wissenschaftlicher Diskussionen. Gleichwohl ob es nun einen oder mehrere Entropiebegriffe gibt bzw. geben soll, ist es offensichtlich, daß die Entropietheorie vielseitig, *erkenntnis*- und *gewinnbringend* über das Gebiet der Thermodynamik hinausgehend eingesetzt werden kann. Entropie wird heute nicht nur mit Verlust an Exergie, sondern auch mit Verlust an Stoffen und Information, chaotischen Zuständen, mit Umweltverschmutzung, Ressourcenverbrauch, Verlust an biologischer Vielfalt [Tai & Goda, 1980], sowie sozialen und politischen Verhaltensmustern und Entwicklungen [Rifkin, 1980], [Knizia, 1992], [Wöhlcke, 1996] gleichgesetzt.

In der vorliegenden Arbeit wird die Shannon-Entropie als statistisches Werkzeug zur Beurteilung von Konzentrations-Masseverteilungen in einer heuristischen Vorgangsweise herangezogen. Aufgrund der mathematischen Ähnlichkeit zwischen Shannon- und Boltzmann-Entropie und der guten Übereinstimmung der im Resultatteil (Kapitel 4) ermittelten quantitativen Ergebnisse mit intuitiven Aussagen und Erwartungen, wird auch in dieser Arbeit der Entropiebegriff auf Güter, Prozesse, Systeme und Szenarien explizit angewandt. Es handelt sich dabei immer um eine dimensionslose Größe, welche die Stoffverteilung auf eine Anzahl von Gütern mißt. Die Einführung des Begriffes "Stoffkonzentrierungseffizienz" und deren überwiegender Einsatz bei der Beurteilung dient jedoch zum besseren Verständnis der relevanten Vorgänge in einem Prozeß. Sie will die Aufmerksamkeit weg von einem umstrittenen Begriff hin zu einer nützlichen Methode lenken. Der Nutzen bzw. die Anwendung der hier entwickelten Methode soll nicht durch eine unfruchtbare Diskussion über die Zulässigkeit des Begriffes "Entropie" gefährdet werden.

3.4.2 Entropie in der Abfallwirtschaft

Abfallwirtschaftlich relevant sind die Zusammenhänge zwischen Entropie und materiellen Ressourcen, Umweltverschmutzung und dem Abfall an sich. Allgemein geht man davon aus, daß Ressourcen Güter (Erze, Rohstoffe) mit niedriger Entropie sind (hohem Ordnungsgrad und hoher Stoffkonzentration), die in einem Produktionsprozeß noch veredelt werden, was mit einer weiteren Entropieabnahme des Produktes, jedoch mit einem Entropieanstieg der Umgebung, einher gehen kann. Nach dem Gebrauch des Produktes wird dieses in der Regel mit anderen Abfällen vermischt, der Entropiegehalt des Abfalles ist höher als jener der einzelnen Produkte (Mischentropie). Verschleißvorgänge während des Gebrauches von Gütern (Konsumemissionen) und Emissionen aus Behandlungsprozessen und Deponien bedeuten eine Verschmutzung der Umwelt und einen Entropieanstieg im System "Umgebung". Diese Zusammenhänge sind bekannt, jedoch werden sie auch in der Abfallwirtschaft bislang nur qualitativ diskutiert und daher noch nicht objektiv bewertet. Einer der ersten der diese Zusammenhänge veranschaulichte war Georgescu-Roegen, vergl. Kapitel 3.4.1. In der engeren abfallwirtschaftlichen Literatur ist eine tiefere Auseinandersetzung mit dem Entropiebegriff selten anzutreffen: [Stumm & Davis, 1974] zeigen unter anderem am Beispiel Kupfer den Einfluß der Entropie auf das Recycling von Metallen aus Abfällen.

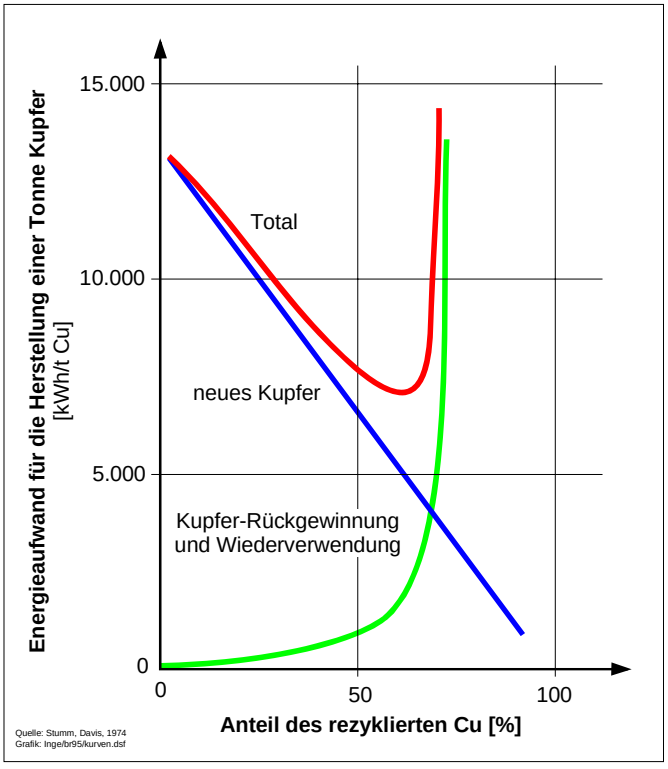


Abbildung 3-11: Energieaufwand für die Herstellung einer Tonne Kupfer in Abhängigkeit des prozentuellen Anteils an rezykliertem Kupfer; [Stumm & Davis, 1974]

Der Energieaufwand für die Herstellung von Kupfer aus Erzen ist größer als jener für die Rückgewinnung von Kupfer aus konzentrierten Kupferabfällen. Leicht rezyklierbares Kupfer (mit geringer Entropie wie z.B. Kupferrohre) verringert daher den totalen Energieverbrauch. Mit steigendem Anteil von rezykliertem Kupfer steigt jedoch der Energieverbrauch rasch an, da auch Abfälle mit geringerer Cu-Konzentration und damit höherer Entropie gesammelt und raffiniert werden müssen.

[Vogel, 1982a] verwendet den Begriff der Entropie folgendermaßen: Bei gezieltem Einsatz von Verfahren der Abfallverwertung ist es möglich, die Geschwindigkeit der Entropiezunahme zu verringern. Die getrennte Sammlung verhindert die Entropieproduktion bei der Müllsammlung durch Vermischung, jedoch steigt die Entropie bei der getrennten Sammlung mit abnehmender Siedlungsdichte. Dies hat Einfluß auf die Wahl von Sammelparametern, Eigenleistung des Bürgers und auf die Kosten. Vogel gibt qualitative Entropiekurven für den Zyklus Produktherstellung, -nutzung und Abfall für verschiedene Nutzungsarten (thermische und stoffliche) an. Diese sind jedoch durch kein mathematisches Modell abgestützt. In [Vogel, 1982b] untersucht der Autor darüber hinausgehend den Zusammenhang zwischen Wirtschaftsprozeß, Ressourcenverbrauch und Entropieproduktion. Er weist darauf hin, daß es für Systeme drei beschreibende Größen gibt: Energie, Stoff und Information; und es für Energie und Information im Gegensatz zu den Stoffen, bereits entwickelte Entropie-Theorien gibt. Qualitative Erkenntnisse aus der Entropie-Theorie werden auf die Gestaltung von Abfallverwertungsprozessen angewendet und der Beitrag der Abfallwirtschaft zur Entropie des Wirtschaftsprozesses untersucht.

[Faber et al., 1983] zeigen neben der Rohstoff-Umweltverschmutzung-Entropie-Beziehung den Stellenwert der Deponie als Rohstofflager anhand eines auf der Entropie basierenden ökonomischen Modells. Mit diesem stellen sie dar (1) unter welchen Voraussetzungen es sich ökonomisch lohnt, eine Deponie mit dem Ziel später Rohstoffe wiederzugewinnen anzulegen, und (2) von welchem Zeitpunkt an es zweckmäßig ist, diese Rohstoffe aufzubereiten. Nicht berücksichtigt in diesem Modell sind hingegen Emissionen aus der Deponie und die damit verbundenen Unterhaltskosten bzw. Umweltkosten.

[Jakobi, 1985] schlägt allgemein auf qualitativer Ebene vor, die Entropie als Ordnungsprinzip innerhalb der zahlreichen Vermeidungs-, Verwertungs- und Beseitigungstechnologien heranzuziehen. Ausschlaggebend ist der Entropiegrad der den Verfahren zukommenden Stoffgemische. Dieser ist gering bei reinen Stoffen und hoch bei extremen Stoffgemischen wie z.B. Hausmüll. [Eichele, 1989] kommt anhand des 2. Hauptsatzes der Thermodynamik zum Ergebnis, daß es analog zur Energie keine geschlossenen Materialkreisläufe gibt und dem Recycling natürliche Grenzen gesetzt sind. Er folgert daraus, daß Abfallvermeidung, beginnend bei der Produktion und anderen Bereichen wie z.B. Distribution, Handel und Verwaltung höchste Priorität haben muß. Generell kann eine integrierte Abfallwirtschaft mit Vermeidungs- und Verwertungsaktivitäten zu einer möglichst geringen Zunahme an Materialentropie beitragen.

In [Brunner et al., 1995] wird der Entropiebegriff ebenfalls in Zusammenhang mit der Logistik in der Abfallwirtschaft gebracht. Bei der Ausbeutung und Verarbeitung von Ressourcen werden Stoffe mit relativ niedriger Entropie (z.B. Erze) in Rohprodukte mit noch geringerer Entropie umgewandelt. Während der Konsumation der Produkte nimmt die Entropie wieder zu, um schlußendlich nach mehr oder weniger häufigen Recyclingvorgängen entweder mit hoher Entropie in der Umwelt verteilt oder mit einer niedrigeren Entropie konzentriert (durch gezielte Sammlung oder durch Verbrennung) in Deponien abgelagert zu werden. Im Gegensatz zu [Vogel, 1982a] nehmen Brunner et al. an, daß die Verbrennung zur Minderung des Entropieanstieges beitragen kann, was durch die Fortschritte in der Abgas- und Abwasserreinigung durchaus plausibel ist.

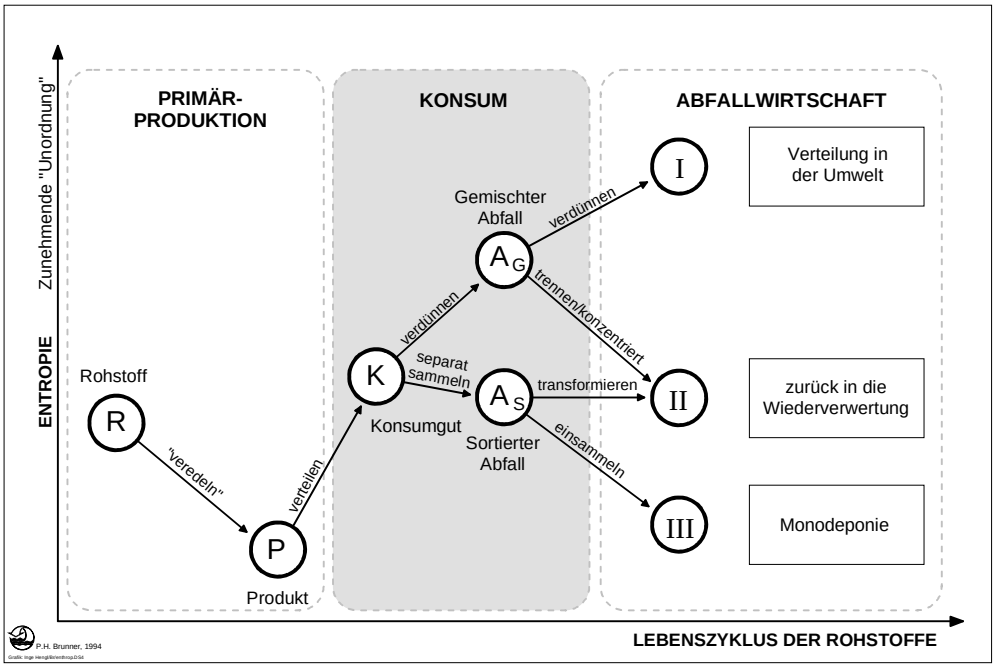


Abbildung 3-12: Umwandlung von Ressourcen in Rohmaterialien, Konsumgüter und Abfälle; [Brunner et al., 1995]

[Stahl, 1996] geht in einem Aufsatz auf die vorherrschende Meinung ein, daß Restmüll besonders entropiereich sei, und erklärt: Die Entropiedifferenz zwischen dem Inhalt der Mülltonne im ungeordneten und im sortierten Zustand beträgt in der Regel nur einige Kilobit. Diese "Müllentropie" ist deshalb so gering, weil die Unordnung im Feststoffmüll nur in der Vermischung makroskopischer Körper besteht, die sich, wenn es hoch kommt, mit einigen Tausend Sortierschritten wieder trennen lassen. Will man die für thermische Prozesse typischen Größenordnungen von 10^{23} bit[30] durch Stoffmischung erreichen, müßte man bis zur atomaren Skala durchmischen. Anders ausgedrückt bedeutet das, daß mechanische Sortierprozesse kei-

[30] 10^{23} bit ≅ 0,956 J/K, vergl. Gleichung 1 mit $\lambda = 1/\ln 2$ ergibt H in [bit], mit $\lambda = k_B$ ergibt H in[J/K]; $k_B = 1{,}38\ 10^{-23}$ J/K

ne wesentliche Änderung der Entropie bedeuten und der Sortierschritt bzw. die Vermischung von Abfällen in den qualitativen Entropie-Bewertungen meist überschätzt wird.

[Hornbogen, 1995] diskutiert den Beitrag der Materialwissenschaft (Gestaltung von Werkstoffen) zum Recycling von Gütern und der damit verbundenen Reduzierung des Entropieanstieges. Dabei werden auch verschiedene Abfallbehandlungsstrategien bezüglich ihrer Entropieproduktion qualitativ besprochen.

[Ayres & Martinás, 1994] schlagen vor, die potentielle Entropie als Differenz der Entropie eines Produktes oder Abfalles und der Entropie der Umgebung als Maß für die Umweltverträglichkeit heranzuziehen (Π-Potential). Ziel muß es sein, diese möglichst gering zu halten, was auch durch die geeignete Wahl der Umgebung erreicht werden kann. Später favorisieren [Ayres et al., 1996] die Exergie (Maß für verfügbare Energie; Entropieerzeugung und Exergieverlust sind über die Umgebungstemperatur direkt miteinander verknüpft) als Maß für zukünftige potentielle Entropievermehrung aus praktischen Gründen (anschaulicher als Entropie), um Bilanzen zu rechnen. Ergebnisse sind exergetische Wirkungsgrade von Prozessen oder Systemen, die zur Bewertung dienen.

Auch [Finnveden & Östlund, 1997] schlagen vor, den Exergieverbrauch als Bewertungsmethode in der LCA einzusetzen. Sie berechnen Exergien für verschiedenen Erze und andere abiotische Ressourcen, um sie für LCA-Studien verfügbar zu machen. Diesen Weg schlägt auch [Cornelissen, 1997] vor. Das Problem, daß hohe Emissionen große Exergie im Vergleich zum Bezugszustand (Umgebung) aufweisen und damit ein hoher exergetischer Wirkungsgrad nicht das Optimum darstellen muß, will Cornelissen dadurch umgehen, daß er die Exergie, die man zur Vermeidung dieser Emissionen benötigt, in der Bilanz berücksichtigt. Die Exergie-Methode scheint jedoch noch nicht soweit zu sein, um sie auf Abfälle und Emissionen von Abfallbehandlungsanlagen anwenden zu können.

[Ayres, 1996] beschreibt den Weg von ausgewählten Gütern (Energieträger, Metalle, mineralische Rohstoffe, Verpackungen und Kunststoffe) durch den Gewinnungs- und Produktionsprozeß im Hinblick auf die Massen der indirekt anfallenden Abfälle (z.B. Aufbereitungsrückstände), der "Dissipation" von Stoffen und mögliche Umweltauswirkungen. In diesem Zusammenhang wird das Entropie-Gesetz qualitativ diskutiert.

Ausgehend von einer einfachen ökonomischen Bilanz (Wert der reinen Stoffe und der vermischten Stoffe), zieht [Ginebreda, 1996] Parallelen zu thermodynamischen Aspekten der Abfallentstehung. Die Analogie basiert auf zwei Annahmen: Die Generierung von Abfall entspricht der Mischungsentropie und als Arbeitshypothese: Die Kosten der Wiederverwertung bzw. Trennung des Abfalls sind der Entropie proportional. Den Proportionalitätsfaktor bezeichnet Ginebreda als "Ecotemperature", welche eine intensive Größe ist, welche die Effizienz eines Recycling- bzw. Trennprozesses ökologisch und ökonomisch beziffert.

4 Resultate

4.1 Vergleich von Prozessen

4.1.1 Müllverbrennungsanlagen

In diesem Kapitel werden zwei Restmüllbehandlungsverfahren der Kategorie Rostfeuerung mit unterschiedlicher Rauchgas- und Aschenachbehandlungstechnologie miteinander verglichen. Die Systemgrenzen werden dabei sehr eng gezogen, es werden nur die Outputprodukte bezüglich ihrer Massen und ausgewählter Stoffkonzentrationen beurteilt, nicht jedoch nachgeschaltete Deponieprozesse (dies erfolgt in Kapitel 4.2.1.3.1). Zusätzlich werden die "innere" und "äußere" Bilanz[31] einer der beiden Anlagen miteinander verglichen und Rückschlüsse auf die Effizienz nachgeschalteter Reststoffaufbereitungstechnologien gezogen (vergl. Kapitel 4.1.1.6). Es soll gezeigt werden: (1) die Anwendung des Reststoff- und des Gesamtmodells auf existierende Meßdaten, (2) Möglichkeiten, die Ergebnisse aus den Modellen anhand von Sensitivitätsanalysen, statistischen Tests und Variationen von Parametern zu interpretieren, (3) abzuschätzen, wann es genügt, die Bewertung anhand des Reststoffmodells durchzuführen und (4) wie MASTER zur Gestaltung neuer, zielorientierter Verfahren in der Bewirtschaftung von Abfällen und Ressourcen eingesetzt werden kann.

4.1.1.1 Beschreibung der Verfahren

Bei beiden Müllverbrennungsanlagen (MVAen) A und B handelt es sich um Rostfeuerungen mit Abhitzekesseln. Das Rauchgas wird in einem Elektrofilter entstaubt und gelangt in eine zweistufige Wäsche und eine abschließende katalytische Entstickung. MVA A ist nach dem Wäschersystem mit einem zusätzlichen elektrodynamischen Venturifilter zur Feinststaubentfernung aus dem Rauchgas bestückt. MVA B verfügt dagegen über einen A-Koksfilter zur Abscheidung von Quecksilber und adsorbierbaren organischen Verbindungen. Der Hauptunterschied zwischen den beiden Anlagen besteht darin, daß MVA B über eine aufwendige Aschenachbehandlung verfügt. Die Aschen aus dem Kessel und dem Elektrofilter werden dabei mit Abwasser aus dem sauren Wäscher gewaschen und anschließend im Drehrohr gemeinsam mit dem beladenen A-Koks bei ca. 600°C behandelt. Das Abgas des Drehrohres geht über ein weiteres A-Koksfilter, das als zusätzliche Quecksilbersenke dient und halbjährig ausgetauscht wird, zurück in den Feuerraum des Hauptprozesses. Der Gips, der durch Umfällung des Prozeßwassers aus dem Neutralwäscher entsteht, wird in beiden Müllverbrennungsanlagen zur Schlacke gegeben. Eine genaue Beschreibung der Prozesse findet sich für MVA A in [Schachermayer et al., 1995] und für MVA B in [Morf et al.,1997].

[31] "Innere" Bilanz bezieht sich auf die Zwischenprodukte (z.B. Rauchgas, Asche) nahe am eigentlichen Verbrennungsprozeß, die "äußere" Bilanz auf die letztendlich erzeugten Endprodukte (z.B. Reingas, behandelte Asche).

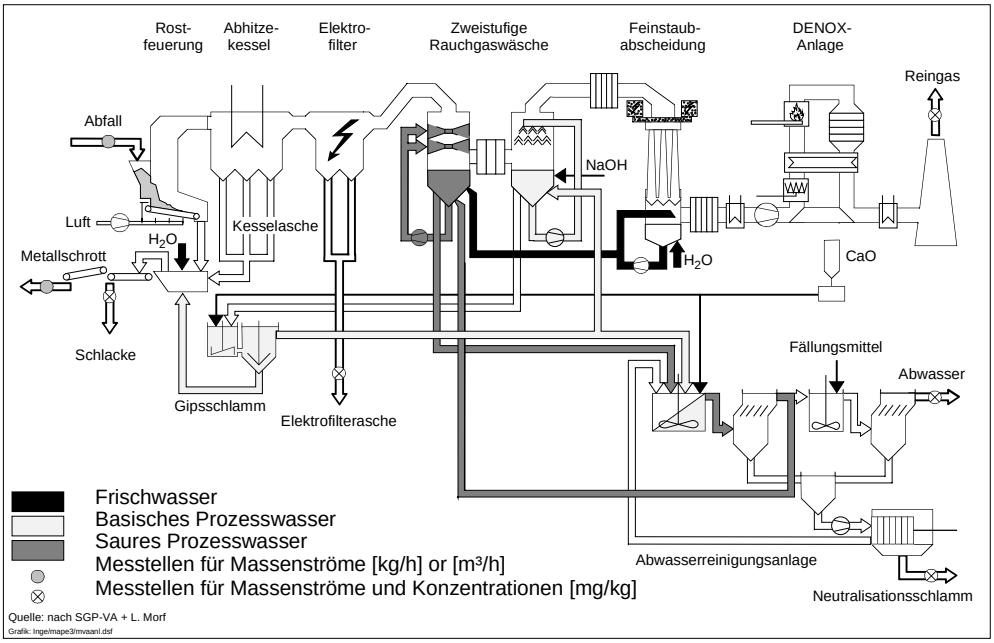


Abbildung 4-1: Darstellung der MVA A; [Schachermayer et al., 1995]; [Morf, 1998]

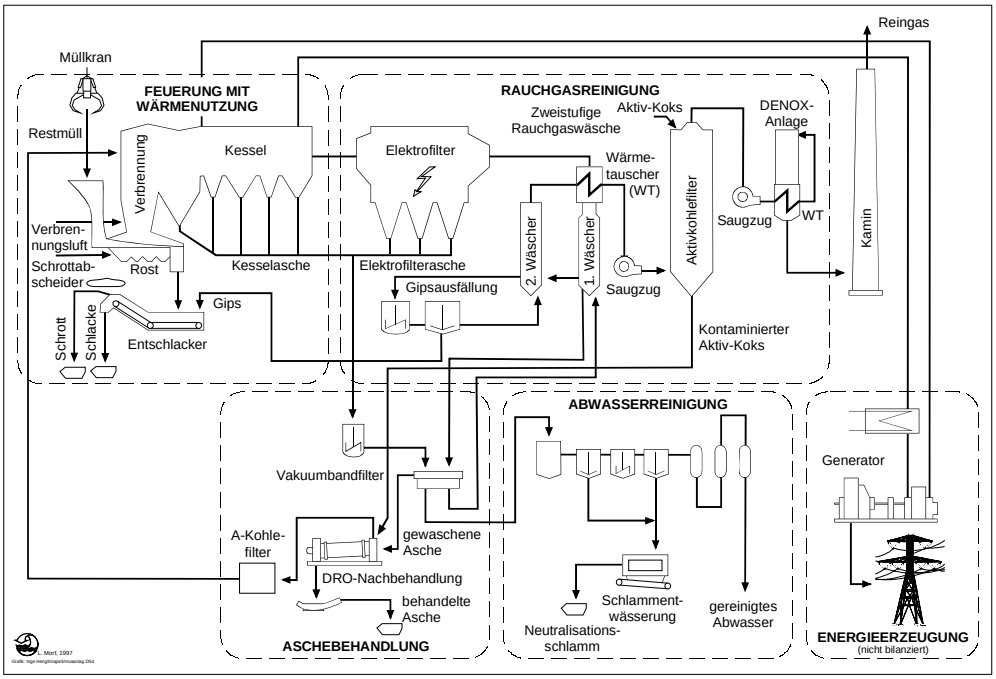


Abbildung 4-2: Darstellung der MVA B; [Morf et al., 1997a]

In beiden Varianten werden die Prozeßwässer in einer Abwasserreinigungsanlage behandelt, es entstehen Filterkuchen und gereinigtes Abwasser. Das Ziel der Aschenachbehandlung in MVA B ist, Reststoffe mit einer besseren Qualität zu erzeugen, die kostengünstiger deponiert

bzw. verwertet werden können. In Tabelle 4-1 sind die wesentlichsten Informationen über Abfallinput und die Outputgüter der Prozesse zusammengefaßt.

Tabelle 4-1: Spezifische mittlere Massenflüsse [kg/t Abfallinput] und ausgewählte mittlere Stoffkonzentrationen [mg/kg] des Abfallinputs und der Outputgüter zweier MVAen A und B; Werte in bzw. bezogen auf TS; gerundet; [(a)]Konzentrationen sind Annahmen aufgrund publ. Meßwerte; [(b)][Schachermayer et al., 1995]; [(c)][Morf et al., 1997a]; [(d)][Wurst et al., 1996]

	Massen (m_i)	Stoffkonzentrationen (c_{ij})				
		Cd	Hg	Pb	Zn	Cu
MVA A						
Restmüll [(b)]	1.000	11	1,9	940	1.200	560
Reingas [(a)]	7.000	0,01	0,01	0,05	0,2	0,002
Abwasser [(b)]	570	0,005	0,003	0,002	0,1	0,002
Schlacke [(b)]	290	3,6	0,36	2.600	2.000	1.900
Asche [(b)]	30	330	35	6.700	21.000	790
Filterkuchen [(b)]	1,2	5,7	540	500	290	75
MVA B [(c)]						
Restmüll	1.000	11	1	630	1.600	670
Reingas [(c),(d)]	6.500	0,0007	0,00038	0,0011	0,0016	0,0021
Abwasser	790	0,0053	0,0006	0,0039	0,11	0,0001
Schlacke	300	2,9	1	1.000	1.900	2.100
beh. Asche	41	92	0,06	7.000	21.000	1.200
Filterkuchen	4,2	1.500	160	6.700	47.000	1.000

Tabelle 4-2: Geogene Referenzkonzentrationen ausgewählter Elemente und Gewichte g_j; [(a)][Voland & Götze, 1988]; [(b)][Gordeev, 1983]; [(c)][Salomons & Förstner, 1984]; [(d)][Merian, 1984]; [(e)][Enzyklopädie Brockhaus, 1966]; [(f)][Krauskopf, 1967]; [(g)]Trinkwassergrenzwert

	unbelastete Luft [(a,d)]	Städte [(a,d)]	unbelastete Fließgewässer [(b,c,d)]	∅ Erz [(e)]	∅ Erdkruste [(f)]	g_j
	[ng/m³]		[µg/l]	[mg/kg]		[-]
Cd	0,1 - 1	- 20	0,02 - 0,4	4.400	0,2	0,89
Hg	0,01 - 1	- 10	0,01 - 0,07	2.000	0,08	1
Pb	0,1 - 50	- 1.000	0,2 - 1	50.000	13	0,19
Zn	0,03 - 40	- 500	7 - 20	40.000	70	0,035
Cu	0,007 - 10	- 200	1 - 7	10.000	60	0,012
Cr	0,3	15	0,5 - 1	350.000	100	0,17
Al	50 - 500	- 4.000	50 - 64	300.000	82.000	0,00086
Fe	0,4 - 150	- 6.000	40 - 670	450.000	56.000	0,0013
S	10 - 100	- 5.000	250.000 (Sulfat) [(g)]			

4.1.1.2 Vergleich der Stoffkonzentrierungseffizienzen im Reststoff- und Gesamtmodell

Mit den in Tabelle 4-1 und Tabelle 4-2 angegebenen Inputdaten ergeben sich für die Müllverbrennungsanlagen die in Tabelle 4-3 angegebenen Stoffverdünnungszahlen SVZ_G und Stoffkonzentrierungseffizienzen SKE_G für das Gesamtmodell. Bei der Interpretation der Ergebnisse wird folgende Vorgangsweise vorgeschlagen: Der Einfluß der Emissionen und jener der Verteilung der Stoffe auf die Reststoffe werden getrennt untersucht.

Tabelle 4-3: Stoffverdünnungszahlen $SVZ_{G,j}$ und Stoffkonzentrierungseffizienzen $SKE_{G,j}$ ausgewählter Stoffe für die MVAen A und B

			Cd	Hg	Pb	Zn	Cu
MVA A	$SVZ_{I,G,j}$	[-]	0,241	0,242	0,213	0,211	0,202
	$SVZ_{O,G,j}$	[-]	0,143	0,149	0,176	0,159	0,168
MVA B	$SVZ_{I,G,j}$	[-]	0,241	0,248	0,216	0,209	0,201
	$SVZ_{O,G,j}$	[-]	0,121	0,128	0,170	0,155	0,169
MVA A	$SKE_{G,j}$	[%]	41	38	17	25	17
MVA B	$SKE_{G,j}$	[%]	50	48	21	26	16

Beurteilung der Ergebnisse hinsichtlich der Emissionen

In Abbildung 4-3 ist das Verhalten der $SVZ_{O,G}$ bzw. SKE_G für Cadmium beider Müllverbrennungsanlagen bei Variation der Transferkoeffizienten (TK) in das Reingas dargestellt. Da ausschließlich die SVZ der Outputgüter eine Funktion der Transferkoeffizienten sein können[32], wird im folgenden auf den Index "O" verzichtet. Die Kurven zeigen die Veränderung der SVZ_G des Prozesses, wenn der jeweilige Transferkoeffizient variiert (gegenüber dem Ist-Zustand "vervielfacht") und dabei angenommen wird, daß das Verhältnis der anderen Transferkoeffizienten untereinander konstant bleibt. Diese Annahme trifft in der Realität nicht immer zu, da z.B. eine verbesserte Staubreinigung (Änderung des Transferkoeffizienten in das Reingas und in die Asche) keine Auswirkung auf den Transferkoeffizienten in die Schlacke hat. Auf die folgenden Betrachtungen (Emissionen in die Atmosphäre) hat diese Vereinfachung keinen Einfluß, in einer späteren Anwendung werden diese Abhängigkeiten zwischen den Transferkoeffizienten jedoch berücksichtigt (Kapitel 4.1.1.3).

[32] Der Transferkoeffizient hat keinen Einfluß auf den Input in einen Prozeß.

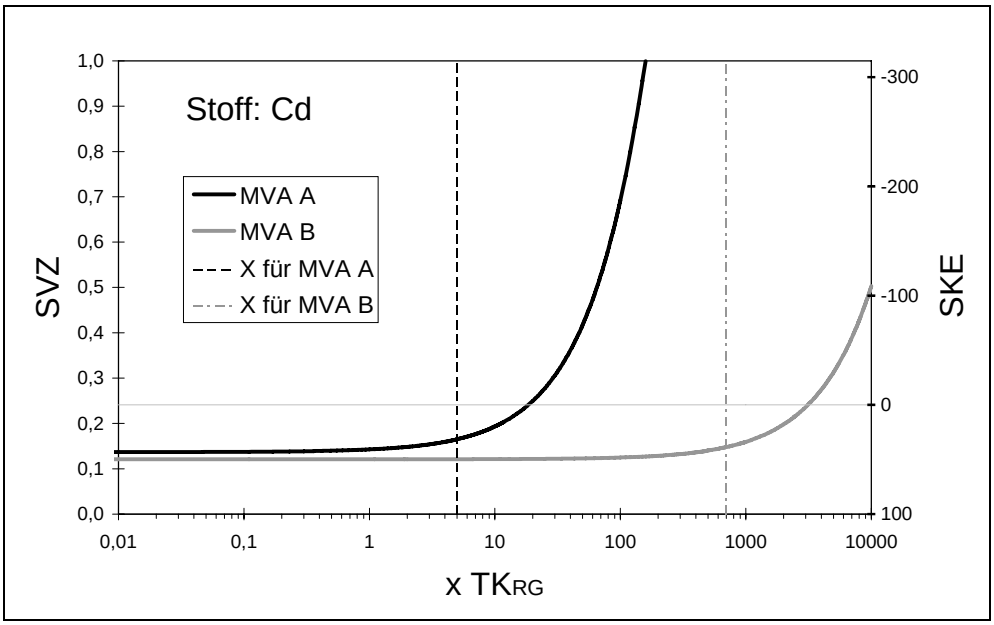


Abbildung 4-3: Stoffkonzentrierungseffizienzen zweier MVAen als Funktion der Cd-Reingas-Emissionen. Abszisse: Vielfache der tatsächlichen Transferkoeffizienten für Cd in das Reingas (TK_{RG}); 1 x TK_{RG} entspricht dem Ist-Zustand; Ordinaten: Stoffverdünnungszahlen (SVZ_G) für die Outputgüter und Stoffkonzentrierungseffizienzen (SKE) der MVAen A und B; X...Vielfaches des jeweiligen gemessenen Transferkoeffizienten, ab dem der Grenzwert für MVA Reingasemissionen überschritten wird; ΣTK = 1

Aus Tabelle 4-1 geht hervor, daß beide Müllverbrennungsanlagen ähnlich große Massen an Reingas emittieren, die Cd-Konzentrationen im Reingas jedoch um eine Größenordnung differieren. Die $SVZ_{G,Cd}$-Kurven für Änderungen des TK in das Reingas zeigen, daß eine Annäherung der Reingaskonzentrationen beider Müllverbrennungsanlagen (Bei unveränderter Massenbilanz sind Transferkoeffizient und Stoffkonzentration für einen Output direkt proportional) keinen gravierenden Einfluß auf die $SKE_{G,Cd}$ der Prozesse hätte. Eine Verminderung des TK_{RG} der MVA A um eine Größenordnung (0,1 x TK_{RG}) würde die $SKE_{G,Cd}$ von 41 auf 43% erhöhen. Bei einer Erhöhung des TK_{RG} der MVA B um eine Größenördnung würde die $SKE_{G,Cd}$ unverändert bei 50% bleiben. Die Cd-Emissionen in die Atmosphäre sind daher für den Verfahrensvergleich nicht ausschlaggebend.

Vor allem für MVA B würde eine weitere Reduktion der Reingaskonzentration von Cd keine Verbesserung der SKE bringen. Im Gegenteil, die Cd-Konzentration könnte bis zum 30-fachen höher sein, ohne daß das Ergebnis sich signifikant verschlechtern würde (<1%). Für MVA A würde eine Reduktion der Cd-Konzentration im Reingas um eine Größenordnung lediglich eine absolute Verbesserung der SKE gegenüber dem Ist-Zustand um absolut 2% bringen. Eine Erhöhung der Cd-Emission würde sich jedoch sehr rasch negativ auf die $SKE_{G,Cd}$ auswirken.

Interessant ist es, die Sicherheitsabstände "Grenzwert - Istwert" zu untersuchen. MVA B unterschreitet den Grenzwert für Müllverbrennungsanlagen (0,05 mg Cd/$Nm^3_{tr.}$, 11% O_2, [LRV-K, 1993]) um ca. das 700-fache, wobei zu beachten ist, daß die eingesetzten Istwerte für Müllverbrennungsanlage A und B in Tabelle 4-1 nur Richtwerte sind, welche die Größenordnung der gemessenen Reingaskonzentration wiedergeben. Die Sicherheitsabstände geben somit die Größenordnung wieder. Der große Sicherheitsabstand von MVA B ist aus der Sicht der Stoffsteuerung nicht begründbar. Prinzipiell zeigt Abbildung 4-3 aber, daß die Cd-Grenzwerte der LRV-K, die lufthygienisch bedingt und human- und ökotoxikologisch begründet sind, auch aus der Sicht des hier angewendeten Kriteriums gut gewählt sind, weil sie im Übergang zu den flachen Bereichen der Kurven liegen; d.h. eine Verringerung der Emission bringt keine wesentliche Verbesserung mehr bzgl. der SVZ. Die Parametervariationen zeigen, daß die Emissionen in die Atmosphäre so gering sind, daß sie die $SKE_{G,j}$ der Prozesse für die Stoffe Cd, Pb, Zn und Cu nicht negativ beeinflussen (vergl. Anhang 8.1 und 8.2). Die Tangenten an die Kurven im Ist-Zustand sind horizontal. Würden die Transferkoeffizienten in das Reingas bis zur horizontalen Linie in Abbildung 4-3 erhöht, wäre die SKE_{Cd} der Prozesse gleich Null ($SVZ_I = SVZ_O$). Darüber hinaus würden die Prozesse das Cd im Vergleich zum Abfallinput (Restmüll) verdünnen (SKE < 0).

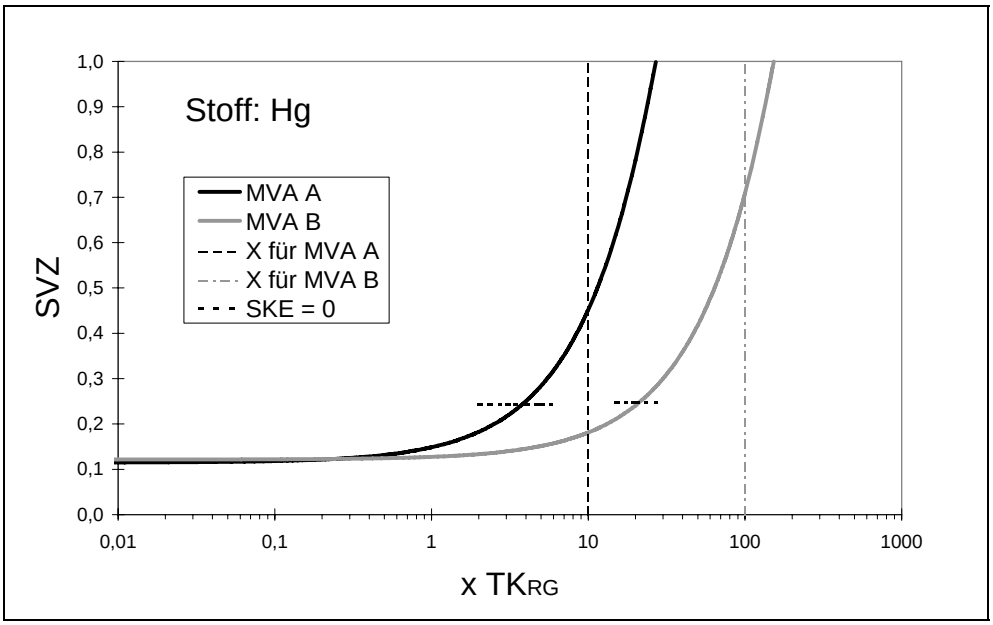


Abbildung 4-4: : Stoffverdünnungszahlen zweier MVAen als Funktion der Hg-Reingas-Emissionen. Abszisse: Vielfache der tatsächlichen Transferkoeffizienten für Hg in das Reingas (TK_{RG}); 1 x TK_{RG} entspricht dem Ist-Zustand; Ordinate: Stoffverdünnungszahlen (SVZ_G) für die Outputgüter der MVAen A und B; X...Vielfaches des jeweiligen gemessenen Transferkoeffizienten, ab dem der Grenzwert für MVA Reingasemissionen überschritten wird; ΣTK=1

Anders ist die Situation bei Hg, wie aus Abbildung 4-4 ersichtlich wird. Eine Reduktion der Reingaskonzentration von MVA A um eine Größenordnung (0,1 x TK) würde die $SVZ_{G,Hg}$ um 21% verbessern. Die Rauchgasreinigung von MVA B für Hg ist dagegen als optimal zu bezeichnen. Im Gegensatz zu den anderen untersuchten Schwermetallen wäre es bezüglich der Stoffsteuerung nicht sinnvoll, den Istwert an den Grenzwert heranzuführen. Die SKE der Anlagen wären für Hg dann bereits negativ (Bereich über den horizontalen Linien; Die SVZ_I sind für beide Prozesse nicht ident, da die Stoffkonzentrationen im Abfallinput unterschiedlich sind). Die Schnittpunkte in Abbildung 4-4 zwischen den $SVZ_{G,Hg}$-Kurven und den Grenzwertlinien sind deswegen nicht gleich hoch, da (1) die Verteilung des Hg auf die anderen Outputgüter nicht ident ist und (2) unterschiedliche Reingasvolumina emittiert werden.

Analoge Untersuchungen zu den Emissionen über das Abwasser zeigen, daß diese in der Praxis für die $SVZ_{G,j}$ bzw. $SKE_{G,j}$ (Cd, Hg, Pb, Zn, Cu) der Prozesse MVA und B keinerlei negativen Beitrag leisten (Anhang 8.1 und 8.2).

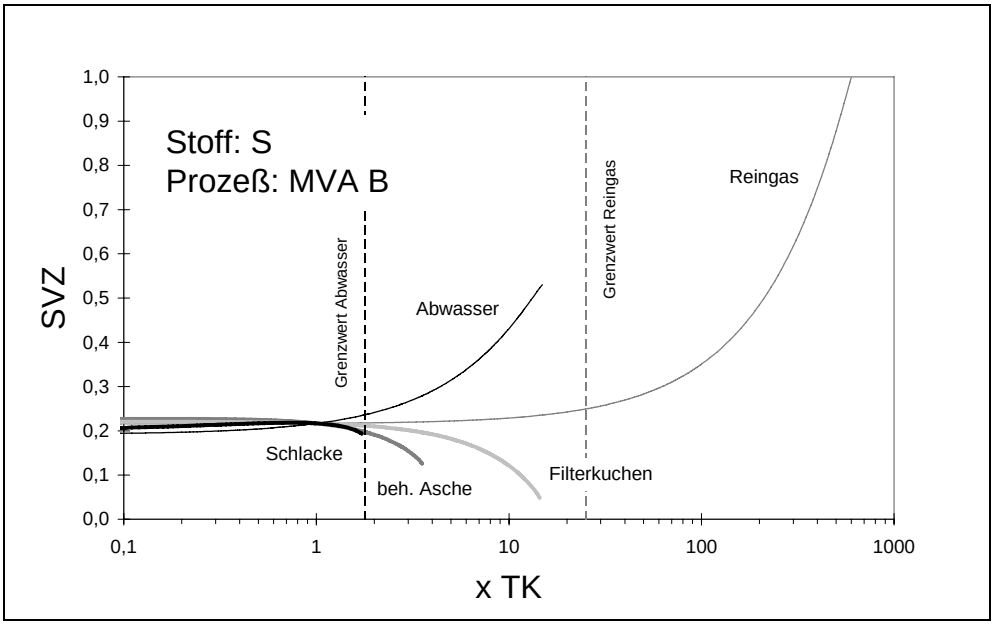


Abbildung 4-5: Stoffverdünnungszahlen für S als Funktion der Transferkoeffizienten einer MVA. Abszisse: Vielfache der jeweiligen Transferkoeffizienten (TK), 1 x TK entspricht dem Ist-Zustand; Die Kurven zeigen die Veränderung der Stoffverdünnungszahl der Outputgüter einer MVA als Funktion der Vielfachen des jeweiligen Transferkoeffizienten unter der Annahme, daß das Verhältnis der anderen Transferkoeffizienten zueinander konstant bleibt; Vielfache bei denen der Grenzwert für Emissionen in Hydrosphäre (bei 1,8 x TK) bzw. Atmosphäre (bei 25 x TK) erreicht wird; ΣTK = 1

Anhand von Parametervariationen können folgende weitere Erkenntnisse gewonnen werden. In Abbildung 4-5 sind die $SVZ_{G,S}$-Kurven für alle Outputgüter der MVA B dargestellt. Das Ende einer Kurve bedeutet, daß der gesamte betrachtete Stoff des Abfalls in dieses Gut ge-

langt ist. Der Endpunkt der $SVZ_{G,S}$-Kurven liegt dabei desto näher bei Null, je kleiner die Masse dieses Gutes ist. Das Maximum an Verdünnung wird erreicht, wenn der gesamte Schwefel in die Atmosphäre emittiert wird, da die geogene Konzentration in der Atmosphäre geringer ist als jene in der Hydrosphäre. Der Grenzwert für Schwefel im Reingas wird um das 25-fache unterschritten; er ist aus Sicht der Stoffsteuerung sinnvoll gewählt, weil er bereits im flachen Bereich der Reingas-Kurve liegt. Auch der Grenzwert für SO_4 im Abwasser (angenommen wurde ein Grenzwert von 2.500 mg/l) wird ausreichend unterschritten (1,8-fache), wobei die $SVZ_{G,S}$ des Prozesses noch verbessert werden könnte, wenn die S-Fracht ins Abwasser weiter reduziert würde (rund 7% des Schwefels gelangen ins Abwasser). In diesem Beispiel wird der Gips aus dem Neutralwäscher der Schlacke zugemischt. Die SKE_S wäre bei separater Ausschleusung und Bewirtschaftung des Gipses höher. Generell kann anhand der SVZ-Kurven abgelesen werden, welche Veränderungen sich am stärksten in positiver und negativer Hinsicht auswirken. Man verfügt somit über ein Entscheidungsmittel zur Gestaltung von Verfahren bezüglich der Stoffverteilung.

Beurteilung der Ergebnisse hinsichtlich der Reststoffe

Wie oben gezeigt, bestehen die wesentlichen Unterschiede in den SKE_G der beiden Müllverbrennungsanlagen in den Stoffverteilungen auf die festen Reststoffe. Im folgenden wird dies genauer untersucht.

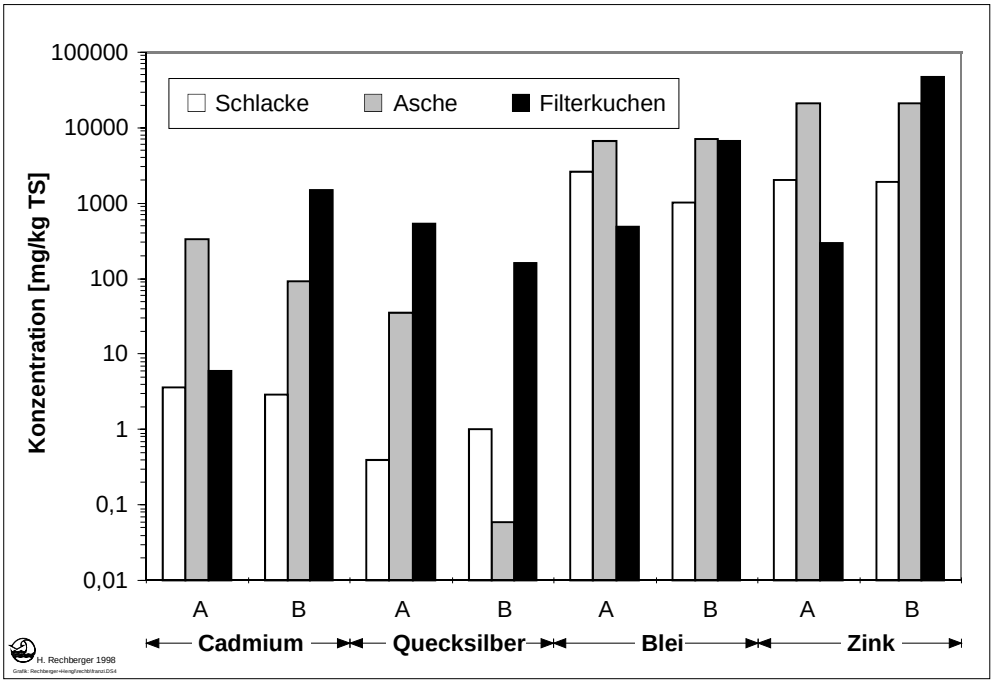


Abbildung 4-6: Ausgewählte Stoffkonzentrationen in den festen Reststoffen der Müllverbrennungsanlagen A und B; Werte der MVA B nach Aschenachbehandlung

In Abbildung 4-6 sind die Stoffkonzentrationen der Reststoffe nochmals graphisch dargestellt, die unterschiedlichen Strategien bzgl. der Stoffsteuerung sind klar zu erkennen. Mit Ausnahme von Hg ist bei MVA A die Asche das Gut mit der höchsten Aufkonzentrierung. Bei MVA B soll dies dagegen der Filterkuchen infolge der stoffentfrachtenden Aschenachbehandlung sein. Die Stoffkonzentrationen in den entsprechenden Reststoffen der Anlagen sind daher signifikant unterschiedlich.

Ohne Berücksichtigung der gasförmigen und flüssigen Emissionen (Reststoffmodell) ergeben sich die in Tabelle 4-4 dargestellten $SVZ_{R,j}$. Die gegenüber Tabelle 4-3 höheren Werte sind dadurch erklärbar, daß H_{max} im Reststoffmodell anders definiert ist. Im Unterschied zum Gesamtmodell, in dem H_{max} auf die maximale Verdünnung des Stoffes in der Atmosphäre bezogen wurde, wird es im Reststoffmodell auf die maximale Verdünnung des Stoffes im Abfallinput bezogen. Die Werte für $H_m(c_{ij},m_i)$ nach Gleichung 10 sind dagegen praktisch ident, da die Emissionen (mit Ausnahme von Hg im Falle der MVA A) keinen relevanten Beitrag leisten. Dies gilt folglich auch für die anschließend ermittelten SKE ($SKE_G \approx SKE_R$).

Tabelle 4-4: Stoffverdünnungszahlen $SVZ_{R,j}$ und Stoffkonzentrierungseffizienzen $SKE_{R,j}$ ausgewählter Stoffe für Abfallinput und feste Reststoffe der MVAen A und B

			Cd	Hg	Pb	Zn
MVA A	$SVZ_{I,R,j}$	[-]	1	1	1	1
	$SVZ_{O,R,j}$	[-]	0,57	0,47	0,82	0,75
MVA B	$SVZ_{I,R,j}$	[-]	1	1	1	1
	$SVZ_{O,R,j}$	[-]	0,50	0,49	0,79	0,74
MVA A	$SKE_{R,j}$	[%]	43	53	18	25
MVA B	$SKE_{R,j}$	[%]	50	51	21	26

Die SKE der Prozesse A und B sind im Reststoffmodell (Tabelle 4-4) mit Ausnahme von Hg ähnlich denen im Gesamtmodell (Tabelle 4-3). Das zeigt, wie auch die zuvor durchgeführten Parametervariationen, daß die (gasförmigen) Emissionen nur bei Hg einen relevanten Beitrag liefern. Für den Vergleich von thermischen Verfahren mit weitergehender Rauchgas- und chemisch-physikalischer Abwasserreinigung und daraus resultierenden geringen Emissionen, kann es daher genügen, ausschließlich die Verteilung auf die Reststoffe zu untersuchen. Diese müssen jedoch in Bezug auf das Verhalten in der Deponie oder anderer nachgeschalteter Prozesse ähnlich sein, damit die Vergleichbarkeit zwischen den Prozessen weiter gegeben ist. Die Auswertungen der SVZ_G-Kurven für die Prozesse MVA A und B zeigen, daß für Transferkoeffizienten in die Luft von <0,003 und in das Wasser von <0,004 die Auswirkungen auf die SKE_G vernachlässigbar sind (<1%). Transferkoeffizienten von 0,01 können die SKE_G jedoch bereits bis zu 8% (Luft) und 4% (Wasser) vergrößern. A priori, d.h. ohne Überprüfung

ihres Einflusses auf das Resultat, dürfen daher nur geringe Emissionen (TK <0,001) bei der Evaluierung von Prozessen und Systemen vernachlässigt werden.

Um zu untersuchen, ob die Unterschiede zwischen den in Tabelle 4-4 angeführten SVZ_R der Müllverbrennungsanlagen A und B signifikant sind, kann eine Sensitivitätsanalyse durchgeführt werden. Dazu werden die Mittelwerte der Konzentrationen (c_{ij}) aus Tabelle 4-1 je Stoff um einen minimalen Prozentsatz (X in Abbildung 4-7) einzeln jeweils erhöht bzw. vermindert, sodaß die Spezifikation $SKE_{R,A,j} = SKE_{R,B,j}$ (für den Fall $SVZ_I = 1$ gleichbedeutend mit $SVZ_{R,A,j} = SVZ_{R,B,j}$) mit kleinsten (optimalen) Veränderungen erreicht wird. Da die Varianz der Massenflüsse im Vergleich zur Varianz der Stoffkonzentrationen kleiner ist, werden nur die Konzentrationen der Outputgüter und nicht die Massenflüsse variiert. Pro Stoff werden somit 6 Werte in der beschriebenen Weise verändert (siehe Abbildung 4-7).

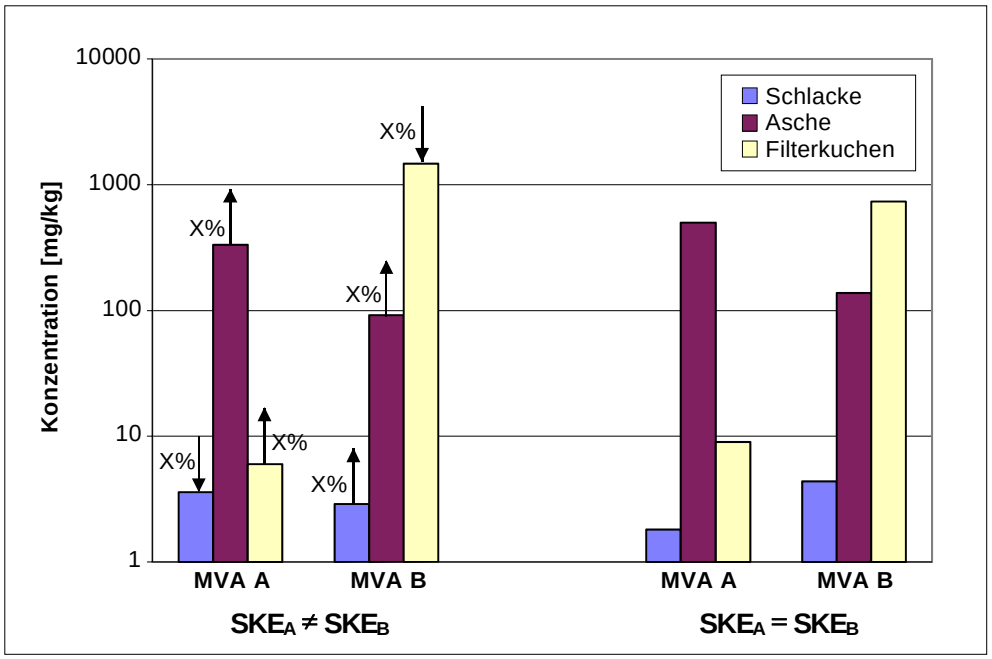


Abbildung 4-7: Sensitivitätsanalyse zur Untersuchung auf relevante Unterschiede zwischen zwei MVAen: (links) Konzentrationen eines beliebigen Stoffes j in den Reststoffen der MVAen A und B; (rechts) optimale Variation um X%, damit die Spezifikation $SKE_{A,j} = SKE_{B,j}$ erreicht wird; je größer X, desto wichtiger ist der Unterschied zwischen den SKE der MVAen A und B

Die Spezifikation $SKE_{A,j} = SKE_{B,j}$ wird für folgende Variationen der Reststoffkonzentrationen erreicht: Cd: ±21%, Hg: ±4%, Pb: ±20%, Zn: ±3%. Dieses Ergebnis macht klar, daß für Hg und Zn praktisch keine Unterschiede bestehen. Unter Bedachtnahme darauf, daß die Veränderungen in der Sensitivitätsanalyse nicht beliebig, sondern optimal durchgeführt wurden, können Veränderungen der Mittelwerte > 10% als signifikant betrachtet werden.

Kennt man die Varianzen der Inputdaten in Gleichung 10, so kann man mit Hilfe des Gaußschen Fehlerfortpflanzungsgesetzes die Varianz der H-Funktion abschätzen und ein 100(1-α)% Konfidenzintervall für $H_{rel,m}(c_{ij},m_i)$ bzw. SVZ_j angeben (vergl. Kapitel 3.2.2.3). In Abbildung 4-8 sind die näherungsweisen Konfidenzintervalle ($\approx 2\sigma$) der $SVZ_{R,j}$ der MVAen A und B für eine Irrtumswahrscheinlichkeit von $\alpha = 0{,}05$ dargestellt. Die Standardabweichungen der Mittelwerte der Stoffkonzentrationen finden sich im Anhang 8.7.

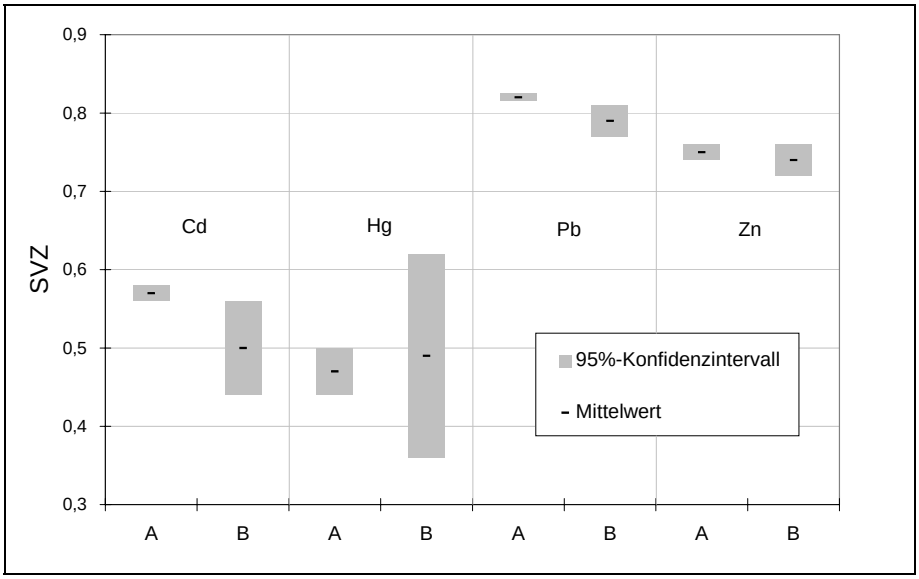


Abbildung 4-8: Mittelwerte und näherungsweise 95%-Konfidenzintervalle ($\approx 2\sigma$) der $SVZ_{R,j}$ der MVAen A und B

Für Cd und Pb überschneiden sich die Konfidenzintervalle nicht, d.h. es ist mit einer Wahrscheinlichkeit von 95% auszuschließen, daß die SVZ_R der Prozesse für diese Stoffe gleich groß sein könnten. Die anhand der durchgeführten Sensitivitätsanalyse gefundenen geringen Unterschiede für Hg und Zn lassen sich mit Abbildung 4-8 bestätigen. Ein durchgeführter Test zur Signifikanz der Unterschiede zur Irrtumswahrscheinlichkeit $\alpha = 0{,}05$ ergibt, daß die Nullhypothese (H_0) $SVZ_{R,A,j} = SVZ_{R,B,j}$ für Cd und Pb verworfen werden muß (vergl. Tabelle 4-5). Als Prüffunktion wurde

$$Z = \frac{\overline{X} - \overline{Y}}{\sqrt{\sigma_x^2 + \sigma_y^2}}$$

verwendet, und es gilt: H_0 ist zu verwerfen, falls gilt: $|z| \geq Z_{1-\alpha/2}$, dabei ist $Z_{1-\alpha/2}$ das (1-α/2)-Quantil der Standardnormalverteilung N(0,1).

Tabelle 4-5: Test auf Signifikanz des Unterschiedes der $SVZ_{R,j}$ der Müllverbrennungsanlagen A und B

	Cd	Hg	Pb	Zn
$\lvert z \rvert$	2,30	0,30	2,91	0,89
$Z_{1-\alpha/2}$	1,96	1,96	1,96	1,96
H_0	verwerfen	nicht verw.	verwerfen	nicht verw.

Der Vergleich mit der oben durchgeführten Sensitivitätsanalyse zeigt, daß diese ein durchaus brauchbares Instrument ist, wenn man es mit einfachen Datensätzen, über deren Unsicherheit kein Wissen vorhanden ist, zu tun hat.

Beurteilung der Verfahren über die SKE_{tot}

Um die $SVZ_{tot,R}$ der Prozesse zu ermitteln, werden die Gewichte g_j nach Gleichung 28 und Gleichung 30 mit den in Tabelle 4-2 angegeben Erz- und Erdkruste-Konzentrationen ermittelt. Die SVZ_{tot} werden mit Gleichung 31 berechnet. Mit den Werten aus Tabelle 4-6 für die $SVZ_{tot,R}$ ergeben sich nach Gleichung 22 folgende Gesamtstoffkonzentrierungseffizienzen ($SKE_{tot,R}$) für die Prozesse A und B: $SKE_{tot,R,A}$ = 45%; $SKE_{tot,R,B}$ = 48%.

Tabelle 4-6: Stoffspezifische Gewichte, gewichtete $SVZ_{R,j,w}$ und $SVZ_{tot,R}$ der Prozesse MVA A und B

[-]	Cd	Hg	Pb	Zn	$SVZ_{tot,R}$
g_j	0.89	1.0	0.18	0.035	
$SVZ_{R,A,j,w}$	0,51	0,47	0,15	0,03	0,55
$SVZ_{R,B,j,w}$	0,45	0,49	0,15	0,03	0,52

Um zu klären, ob diese absoluten 3% einen signifikanten Unterschied darstellen, kann eine weitere Sensitivitätsanalyse durchgeführt werden. Dabei werden die Stoffkonzentrationen in der oben beschriebenen Weise derart variiert, daß die Spezifikation $SKE_{tot,R,A} = SKE_{tot,R,B}$ (dies ist nicht gleichbedeutend mit $SKE_{R,A,j} = SKE_{R,B,j}$) erreicht wird. In diesem Fall bedeutet das die Variation von 24 Reststoffkonzentrationen. Die Spezifikation wird im Reststoffmodell bei einer optimalen Variation der Daten von ±6% erreicht (mit $SKE_{A,Cd}$ = 44%, $SKE_{B,Cd}$ = 49%, $SKE_{A,Hg}$ = 54%, $SKE_{B,Hg}$ = 49%, $SKE_{A,Pb}$ = 17%, $SKE_{B,Pb}$ = 20%, $SKE_{A,Zn}$ = 24%, $SKE_{B,Zn}$ = 25%). Das heißt, daß mit relativ geringen Veränderungen der Mittelwerte gleiche SKE_{tot} im Reststoffmodell möglich wären, und der Unterschied in der Gesamstoffkonzentrierungseffizienz der Prozesse von absoluten 3% nicht relevant ist.

Im Gesamtmodell beträgt der Unterschied in den SKE_{tot} der MVAen A und B 9% ($SKE_{tot,G,A}$ = 37%; $SKE_{tot,G,B}$ = 46%). Auch in diesem Ergebnis spiegelt sich die bessere Quecksilberabscheidung aus dem Rauchgas in der MVA B wider. Der relativ geringe Vorteil bei der Stoffverteilung der ausgewählten Metalle auf die Reststoffe (Reststoffmodell), stellt den Aufwand der chemischen und thermischen Aschenachbehandlung in MVA B vorderhand in Frage. Ob der eingeschlagene Weg der falsche ist oder nicht effizient genug verfolgt wird, zeigt die folgende Analyse der Konzentrations-Masseverteilungen der festen Reststoffe der Müllverbrennungsanlagen A und B.

4.1.1.3 Analyse der Konzentrations-Masseverteilungen der festen Reststoffe

Für die festen Reststoffe ist hauptsächlich der Bereich von 0,1 - 10 x TK von Interesse, was einer fiktiven Änderung der Stoffkonzentrationen und Transferkoeffizienten um 2 Größenordnungen entspricht. Die SKE-Kurven zeigen dort, welche Veränderungen im Prozeß den größten Einfluß auf die SKE hätten. Diese Erkenntnisse sind wertvoll, um neue Verfahren entwickeln oder bestehende verbessern zu können. In Abbildung 4-9 und Abbildung 4-10 sind die SKE_G-Kurven der Müllverbrennungsanlagen A und B für Zn dargestellt. Dabei wurden für die Abhängigkeiten der Transferkoeffizienten untereinander folgende Annahmen getroffen: (1) Die Frachten in Atmosphäre und Hydrosphäre bleiben konstant. Es wurde bereits weiter oben gezeigt, daß diese Emissionen so gering sind, daß sie auf das Ergebnis im Bereich von 0,1 -10 x TK keinen Einfluß haben. (2) Variiert der Transferkoeffizient in die Schlacke, bleibt das Verhältnis der Transferkoeffizienten in Asche und Filterkuchen zueinander konstant. (3) Variation der Transferkoeffizienten in Asche und Filterkuchen hat keinen Einfluß auf den Transferkoeffizienten in die Schlacke. Sollen andere verfahrenstechnische Maßnahmen untersucht werden, kann dies durch entsprechende Transferkoeffizienten simuliert werden.

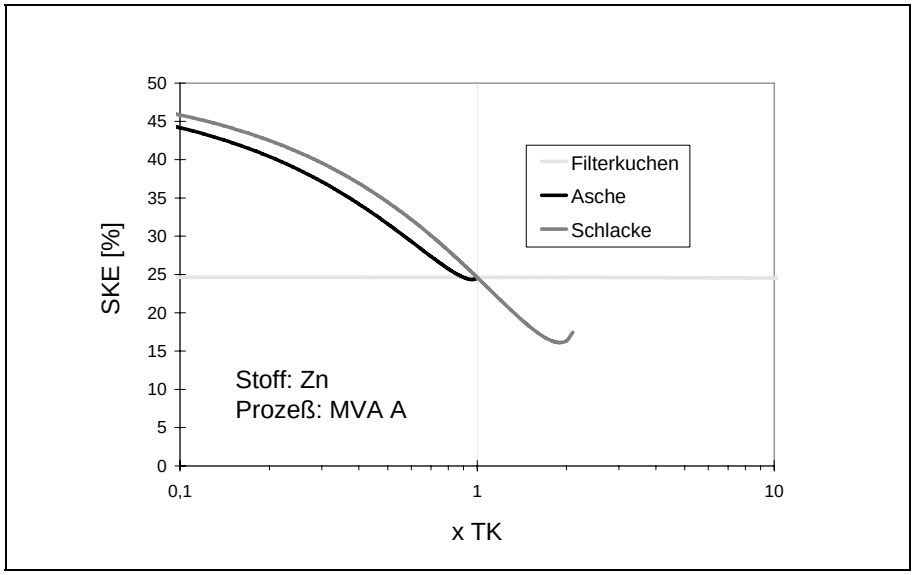


Abbildung 4-9: SKE_G -Kurven der Müllverbrennungsanlage A für Zn als Funktion der Vielfachen des jeweiligen TKen im Ist-Zustand; ΣTK = 1

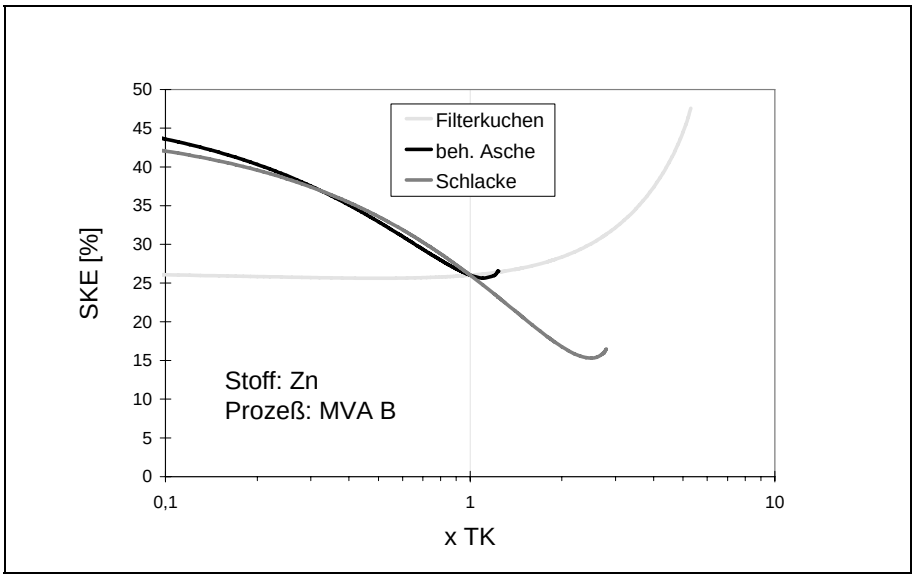


Abbildung 4-10: SKE_G -Kurven der Müllverbrennungsanlage B für Zn als Funktion der Vielfachen des jeweiligen TKen im Ist-Zustand; ΣTK = 1

Für beide Anlagen gilt, daß die Schlacke das sensibelste Produkt darstellt, da die Steigung der Schlacke-Kurve im Ist-Zustand (1 x TK) am unterschiedlichsten von Null ist. Relative Änderungen des Transferkoeffizienten für Zn wirken sich dort am massivsten auf die SKE aus. Aus dem Verlauf der Kurven für die behandelte Asche und den Filterkuchen der MVA B ist zu erkennen, daß die Entfrachtung der Asche und die Aufkonzentrierung des Zinks im Filterkuchen tatsächlich das Optimum darstellt. In der MVA B wird dieser Weg durch die Aschenachbehandlung eingeschlagen. Die Asche- und Filterkuchen-Kurven zeigen jedoch, daß dieses Potential noch lange nicht ausgeschöpft ist, im Gegenteil, der wirksame Bereich (rechts von 1 für die Filterkuchen-Kurve in Abbildung 4-10) noch gar nicht erreicht wurde (Geringere Filterkuchenkonzentration verschlechtert die SKE nicht, die Filterkuchen-Kurve links von 1 ist praktisch horizontal). Der Weg, das Zn in der Asche aufzukonzentrieren, wie er in der MVA A verfolgt wird, ist dort hingegen praktisch vollständig ausgeschöpft (Die Asche-Kurve endet sofort nach 1). Die SKE-Kurven der Müllverbrennungsanlagen A und B für Cd, Hg, Pb und Cu finden sich im Anhang 8.3 und 8.5. Zusätzlich sind dort die Stoffverteilungen der Anlagen für Cd, Hg, Pb, Zn und Cu dargestellt, welche die Interpretation der SKE-Kurven erleichtern. Wie auch der vorangegangene Vergleich zeigen diese Ergebnisse, daß der Aufwand der Aschenachbehandlung in bezug auf die Stoffsteuerung a priori keine Verbesserung bringt, obwohl der Ansatz, die Stoffe im Produkt mit der geringsten Masse zu konzentrieren, prinzipiell richtig ist. Sie könnte dann von Vorteil sein, wenn Reststoffe entstehen, die für die folgenden Verfahren (Verfestigung, Deponie) geeignetere bio- und geochemische Eigenschaften besitzen. Dies kann durch eine Erweiterung der Systemgrenze berücksichtigt werden, sofern das langfristige Auswaschverhalten der Reststoffe bekannt ist.

4.1.1.4 Verdünnung der Emissionen im Modell und in der Realität

Die Emissionen in Atmosphäre und Hydrosphäre werden durch Luft und Wasser verdünnt. Die Verdünnungsmassen (s. Definition im Kapitel 3.2.2.2) hängen von den geogenen Stoffkonzentrationen (bzw. Hintergrundkonzentrationen) der Verdünnungsmedien ab. Im weiteren soll kurz abgeschätzt werden, ob diese anhand des Gesamtmodells berechneten Verdünnungsmassen für MVA A in der Realität zur Verfügung stehen. Wählt man als Referenzkonzentration des Verdünnungsmediums Luft die in Tabelle 4-2 angegebenen Werte für unbelastete Luft, ergibt sich ein Verdünnungsvolumen von 10^{11} Nm³/h für eine Müllverbrennungsanlage mit einem Durchsatz von 30 t/h. Beträgt die Reisezeit der Anlage 7.500 h/a, so behandelt sie 225.000 t/a. Bei einem durchschnittlichen Restmüllanfall von ca. 300 kg/E·a (Wien) bedeutet das eine Entsorgungsleistung für 750.000 E. Mit der durchschnittlichen Bevölkerungsdichte von rund 3.700 E/km² für Wien [Mag. Wien, 1994], erhält man ein fiktives Einzugsgebiet von rund 200 km².

Für die Abschätzungen des Verdünnungspotentials dieser Regionen wird der Prozeß der planetaren Grenzschicht eingeführt. Als obere Begrenzung der Region wird nicht die Tropopause (Bezeichnung für die Grenze zwischen Tropo- und Stratosphäre bei ca. 12 km), sondern eine Grenze bei ca. 500 m Höhe über dem Erdboden gewählt. Bei den meisten Wetterlagen ist die vertikale Durchmischung gegenüber der horizontalen klein. Die 500 m dicke Schicht der planetaren Grenzschicht hat damit den Vorteil, daß der Zusammenhang zwischen Immissionen und Emissionen ohne die Transmission (Güter- und Stoffaustausch mit der Regionsumgebung) einfach beschrieben werden kann [Beer et al., 1991].

Man erhält somit ein Verdünnungsreservoir von 100 km³, das sich ca. einmal pro Stunde erneuern müßte, was eine durchschnittliche Windgeschwindigkeit von rund 4 m/s erfordern würde. Die durchschnittliche Windgeschwindigkeit in Wien beträgt ungefähr 3 m/s [Mag. Wien, 1994]. In einer unberührten Umgebung wäre demnach eine Müllverbrennungsanlage über Luftmessungen eventuell noch nachzuweisen[33]. Wählt man jedoch als Referenz Werte einer durchschnittlichen Stadtluft (Tabelle 4-2), so reduziert sich die benötigte Windgeschwindigkeit um mindestens eine Größenordnung. Es kann daher behauptet werden, daß eine Müllverbrennungsanlage bezüglich ihrer Schwermetallemissionen in der Stadtluft nicht nachgewiesen werden kann. Für den Vorfluter mit geogenen Schwermetallkonzentrationen ergibt sich eine optimale Größe von rund $2 \cdot 10^4$ l/s und darüber. Dies entspricht in Österreich einem Fluß mittlerer Größe (Steyr bei Klaus an der Pyhrnbahn (OÖ): $2{,}5 \cdot 10^4$ l/s; Ybbs bei Opponitz (NÖ): $2 \cdot 10^4$ l/s; Mur bei Zeltweg (St): $5 \cdot 10^4$ l/s; zum Vergleich, Donau bei Wien: $2 \cdot 10^6$ l/s). Nach ausreichender Durchmischungsstrecke wäre die Müllverbrennungsanlage im unbelasteten Vorfluter nicht mehr nachweisbar.

[33] Es ist zu beachten, daß die Verdünnungsmasse für eine Erhöhung der Hintergrundkonzentration um 1% ermittelt wurden. Diese Erhöhung wäre jedoch analytisch nicht nachzuweisen. Würde man die Verdünnungsmasse für +10% bestimmen, würde sich die erforderliche Windgeschwindigkeit bereits von 4 auf 0,4 m/s verringern.

Einfluß der Hintergrundkonzentrationen auf die SKE

Die Hintergrundkonzentrationen in Atmosphäre und Hydrosphäre haben erst Einfluß auf die SKE_j eines Prozesses, sobald die Emissionen (Transferkoeffizienten) in diese Umweltkompartimente relevante Größenordnungen erreichen. Dies ist in Abbildung 4-11 am Beispiel Cd und in Abbildung 4-12 am Beispiel Cl für Müllverbrennungsanlagen dargestellt. Für Prozesse mit geringen Emissionen (Transferkoeffizienten <0,01) ist die Hintergrundbelastung unbedeutend, wie die flachen Linien in Abbildung 4-11 zeigen. Für eine Verbrennung, die ausschließlich über eine ineffiziente Staubabscheidung verfügt, ist die SKE negativ, d.h., daß der Prozeß Cd verdünnt. Für derartige Fälle (vergl. Abbildung 4-11 für TK = 0,4) wäre die Hintergrundbelastung relevant.

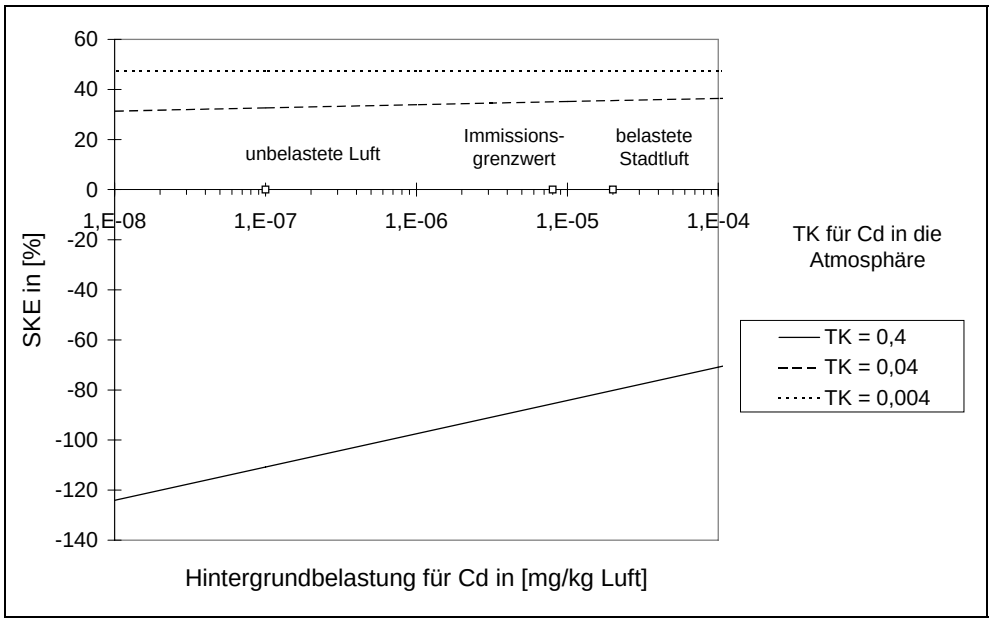


Abbildung 4-11: Einfluß der Hintergrundkonzentration auf die SKE von Müllverbrennungsanlagen mit unterschiedlichen Cd-TKen in die Atmosphäre; unbelastete Luft $\approx 10^{-7}$ mg/kg; Immissionsgrenzwert: 0,01 µg/m³; belastete Stadtluft $\approx 2 \cdot 10^{-5}$ mg/kg

Daß die Wahl des Standortes einer MVA nicht irrelevant ist, zeigt das Beispiel Chlor. Indem zwischen der Chlorid-Konzentration in einem unbelasteten Gewässer und jener im Meer mehrere Größenordnungen liegen, hat der Vorfluter großen Einfluß auf die SVZ_{Cl}. In Abbildung 4-12 ist auch zu sehen, daß die Näherungsformeln für $\underline{m}_i$ und $\underline{c}_{ij}$ nur im Bereich $c_{ij} >> c_{j,geog.}$ gelten.

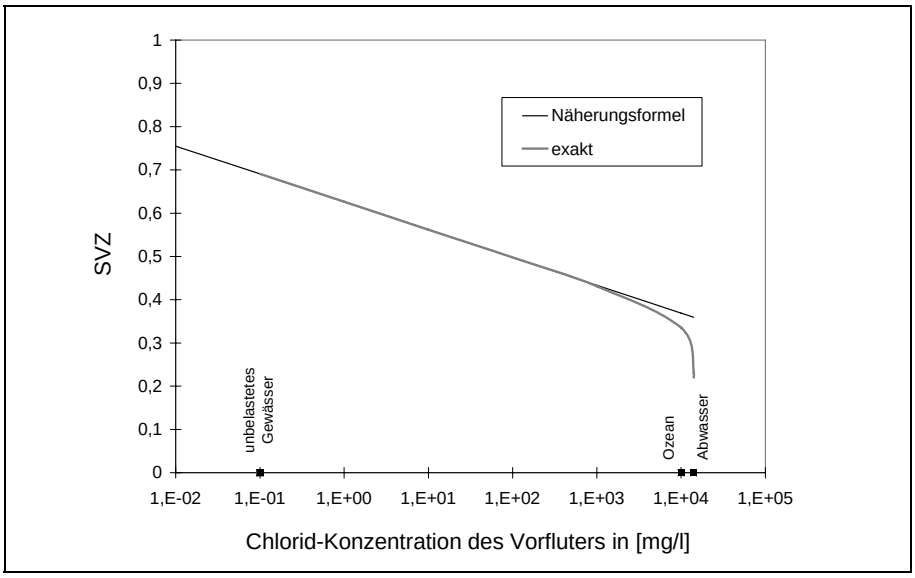


Abbildung 4-12: Abhängigkeit der SVZ von der Chlorid-Konzentration (mg/l) im Vorfluter; unbelastetes Gewässer: $Cl^- \approx 10^{-1}$ mg/l; Ozean: $Cl^- \approx 10^4$ mg/l; Abwasser MVA B: $Cl^- \approx 1{,}4 \cdot 10^4$ mg/l

4.1.1.5 Einfluß unterschiedlicher Inputkonzentrationen auf den Verfahrensvergleich

Da bisher zwei Anlagen mit unterschiedlicher Inputzusammensetzung untersucht wurden, muß der Einfluß dieses Unterschiedes auf die SKE_G im Gesamtmodell noch untersucht werden. Abbildung 4-13 zeigt die SKE_G als Funktion der Pb-, Zn- und Cu-Inputkonzentration bei der Annahme konstanter Transferkoeffizienten und Massenbilanz.

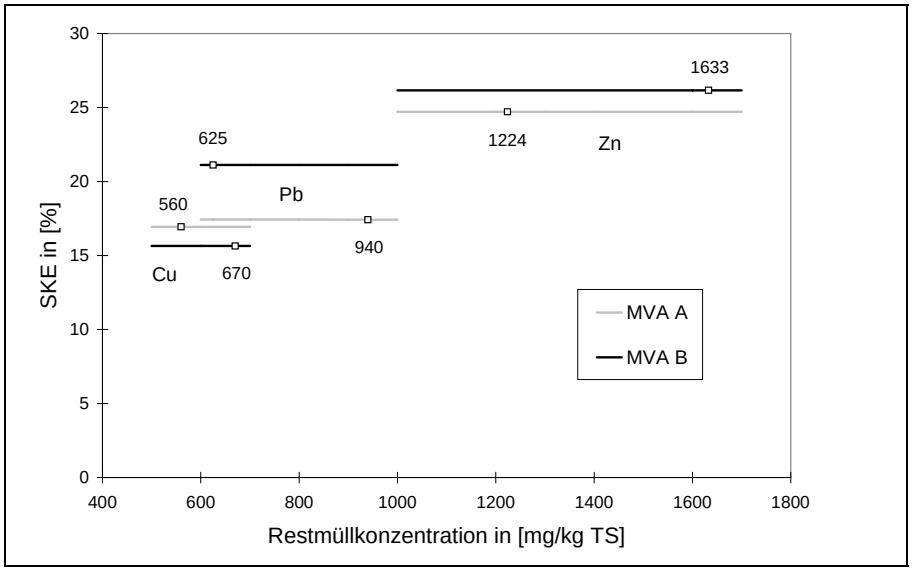


Abbildung 4-13: Einfluß der Pb-, Zn-, und Cu-Konzentration im Input (Restmüll) auf die SKE_G der Müllverbrennungsanlagen A und B

Es ist klar ersichtlich, daß die Inputkonzentration das Ergebnis nicht relevant beeinflußt. Daher sind die unterschiedlichen Metallkonzentrationen (bis zu 50%, vergl. Abbildung 4-13) im Restmüll nicht ausschlaggebend. Der Einfluß der Cd- und Hg-Konzentrationen im Input auf die SKE_G der Müllverbrennungsanlagen A und B findet sich im Anhang 8.8, es gelten die selben Aussagen. Für Prozesse mit hohen Emissionen können jedoch unterschiedliche Inputkonzentrationen relevant sein.

4.1.1.6 Vergleich der inneren und äußeren Bilanz der MVA B

In [Morf et al., 1997a] wurde aus methodischen Gründen die Stoffkonzentration des Inputs anhand zweier Bilanzräume ermittelt. Im ersten Versuch wurde die örtliche Systemgrenze enger um die Verbrennung gelegt. Daraus resultieren andere Outputgüter als im zweiten Versuch, bei dem die tatsächlichen Outputgüter des Prozesses MVA bilanziert wurden (vergl. Abbildung 4-2 und Abbildung 4-14). Die Ergebnisse des zweiten Versuches wurden in den vorhergehenden Kapiteln für den Vergleich zwischen den MVAen A und B herangezogen. Durch den Vergleich zwischen innerer und äußerer Bilanz der MVA B lassen sich zusätzliche Erkenntnisse über Vor- und Nachteile der Aschenachbehandlung im Hinblick auf die Stoffsteuerung gewinnen. In Abbildung 4-14 ist das System "innere Bilanz" der MVA B dargestellt.

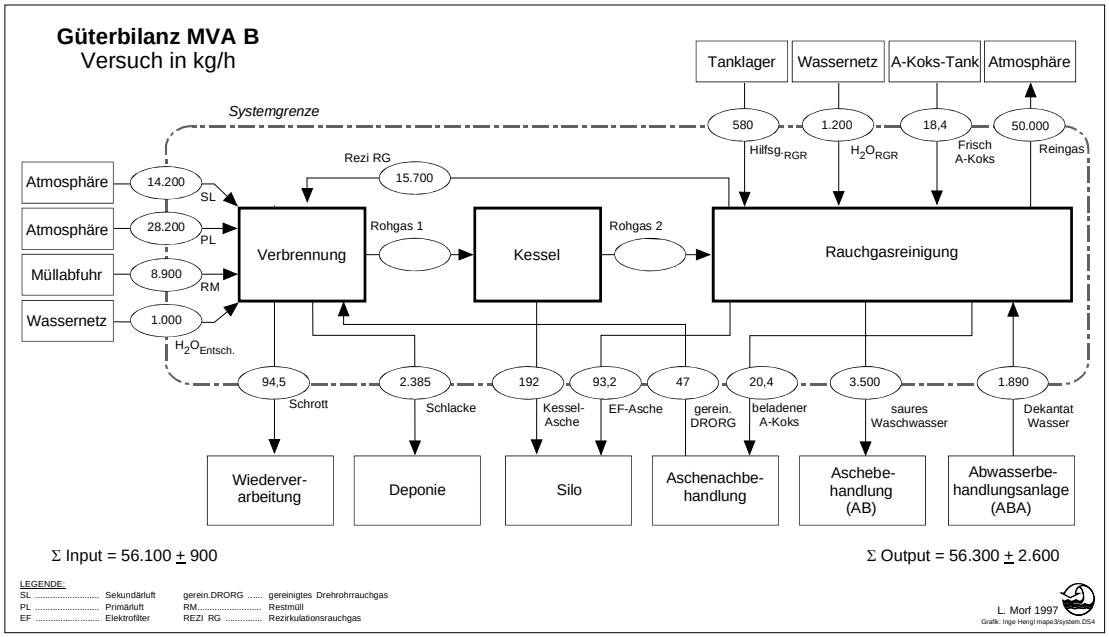


Abbildung 4-14: Innere Güterbilanz der MVA B in kg/h; [Morf et al., 1997a]

Für die Stoffbilanzierung des inneren Systems wurden die in Tabelle 4-7 angeführten Güter berücksichtigt. Die zusätzlich in Abbildung 4-14 dargestellten Güter wurden massemäßig und z.T. auch bezüglich ihrer Stoffkonzentrationen erfaßt, ihr Beitrag zu den ausgewählten Stoffbilanzen ist jedoch vernachlässigbar klein.

Tabelle 4-7: Stofflich relevante Outputgüter für die innere Bilanz der MVA B; Spezifische mittlere Massenflüsse [kg/t Restmüll] und ausgewählte mittlere Stoffkonzentrationen [mg/kg] der Outputgüter; Werte in bzw. bezogen auf TS; gerundet; [Morf et al., 1997a]

Outputgüter	Masse [kg/t RM]	Cd	Hg	Pb [mg/kg]	Zn	Cu
Reingas	6.300	0,00007	0,00038	0,0011	0,0016	0,0021
Saures Waschwasser	540	3,6	4	1,9	22	0,2
Schlacke	320	4,8	0,6	790	2.400	2.400
Kesselasche	30	56	0,3	2.000	8.600	620
EF-Asche	14	800	3,1	16.000	44.000	2.300
Beladener A-Koks	3	7,6	62	140	410	20

Die SKE_G des tatsächlichen Prozesses MVA B (äußere Bilanz) können nun mit folgenden Optionen für die innere Bilanz verglichen werden:

1. Das saure Waschwasser aus dem 1. Wäscher wird direkt in den Vorfluter geleitet.
2. Das saure Waschwasser gelangt in eine Abwasserbehandlungsanlage. Die Metalle werden gefällt und es entstehen Filterkuchen (Annahme: 1kg trockener Filterkuchen pro Tonne trockenen Restmülls) und gereinigtes Abwasser. Die Aschen werden vermischt.
3. Wie 2., jedoch wird die Kesselasche zur Schlacke gegeben.

Für diese Optionen ergeben sich die in Tabelle 4-8 dargestellten SKE_G.

Tabelle 4-8: Stoffkonzentrierungseffizienzen $SKE_{G,j}$ und Gesamt-SKE_G für unterschiedliche Optionen in MVA B in [%]

$SKE_{G,j}$ [%]	Cd	Hg	Pb	Zn	Cu	$SKE_{tot,G}$
innere Bilanz, 1. Option	13	- 176	25	22	16	- 77
innere Bilanz, 2. Option	40	83	22	22	16	59
innere Bilanz, 3. Option	46	83	25	23	15	62
äußere Bilanz	50	48	21	26	16	46

Aus Tabelle 4-8 läßt sich sofort erkennen, daß das saure Waschwasser aufgrund des hohen Cd- und Hg-Gehaltes nicht direkt in den Vorfluter eingeleitet werden darf (Option 1). Der Verzicht auf die chemische und thermische Nachbehandlung (Option 2 im Vergleich zur äußeren Bilanz) würde für Cd eine schlechtere SKE, für Hg jedoch eine bedeutend höhere SKE bringen. Stofflich gesehen wäre es besser, die Kesselasche zur Schlacke zu geben (Option 3). Die Mischentropie zwischen Schlacke und Kesselasche ist gegenüber jener von EF-Asche

und Kesselasche für alle ausgewählten Stoffe, mit Ausnahme von Hg und Cu, niedriger. Für Cu machen die Optionen praktisch keinen Unterschied, da Schlacke und Flugasche höher konzentriert sind als die Kesselasche (vergl. Tabelle 4-7). Auch diese Ergebnisse beweisen, daß durch die Aschenachbehandlung kein Fortschritt in der Stoffsteuerung erzielt werden konnte. Es ist aber zu überlegen, ob man nicht verstärkt versuchen sollte, einen möglichst großen Ascheanteil bei hohen Temperaturen abzuziehen, um in der dadurch massemäßig kleineren Feinfraktion eine noch höhere Anreicherung zu erreichen, wie das ansatzweise in der MVA B bereits passiert (vergl. das Massenverhältnis zwischen Kessel- und EF-Asche in Tabelle 4-7). Anhand derartiger Resultate wird klar ersichtlich, wie man den MASTER-Ansatz zur Gestaltung von Verfahren benützen kann.

4.1.1.7 Stabilität der H-Funktion

In [Morf et al., 1998] wurden Massen- und Stoffbilanzen und daraus die Transferkoeffizienten für die in Abbildung 4-14 dargestellte innere Bilanz der MVA B anhand von sieben zweistündigen Meßreihen (an zwei aufeinander folgenden Tagen) ermittelt. Ziel war es, den Einfluß von Änderungen im Restmüll (Heizwert, Wassergehalt, stoffliche Zusammensetzung) und von Prozeßbedingungen (Temperatur) auf die Transferkoeffizienten herauszufinden. Diese Untersuchungen sind wesentlich, um eine kosteneffiziente Methode zur indirekten Müllbeprobung zu entwickeln, wie sie in [Morf, 1998] beschrieben wird. In Abbildung 4-15 sind die Transferkoeffizienten in das Rauchgas ($TK_{RG} = 1 - TK_{SL}$) für die sieben Meßreihen dargestellt.

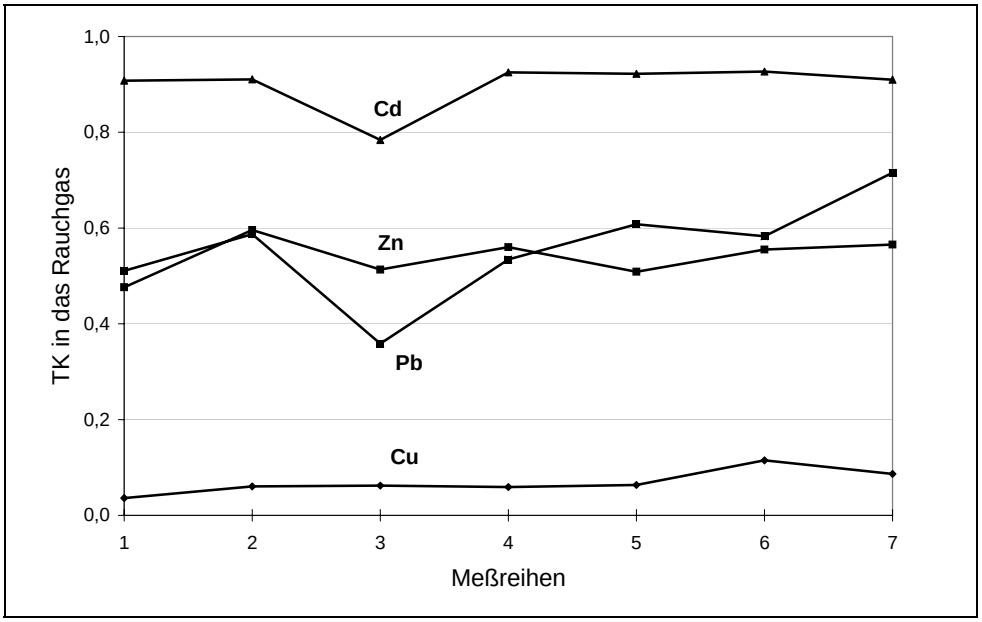


Abbildung 4-15: Transferkoeffizientenverlauf in das Rauchgas für sieben zweistündige Meßreihen; [Morf et al., 1998]

Es ist gut zu sehen, daß die Transferkoeffizienten mit den Dampfdrücken bzw. Siedetemperaturen der Stoffe gekoppelt sind. Cd mit hohem Dampfdruck bzw. tiefer Siedetemperatur (T_B = 756°C) geht zu rund 90% in das Rauchgas. Cu mit der höchsten Siedetemperatur (T_B = 2.595 °C) der dargestellten Stoffe verbleibt zu über 90% in der Schlacke. Zn mit mittlerer (T_B = 906°C) und Pb mit hoher Siedetemperatur (T_B = 1.725°C) zeigen allerdings ein ähnliches Verhalten. Eine eingehende Diskussion über das Verhalten der Metalle unter Einbeziehung der Varianz der Cl- und S- Konzentrationen im Restmüll in den einzelnen Meßreihen findet sich in [Morf, 1998].

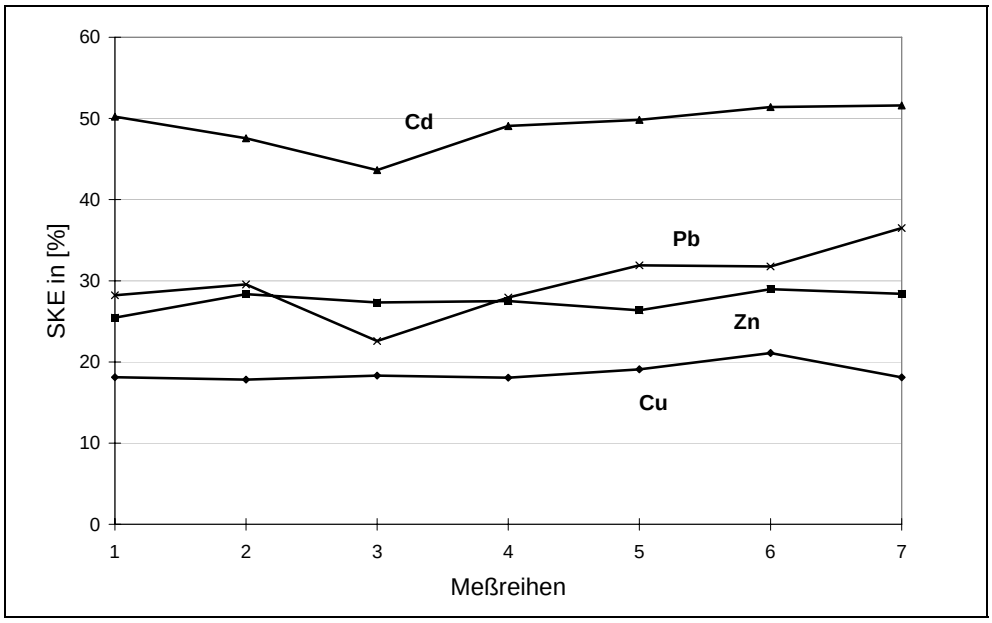


Abbildung 4-16: Stoffkonzentrierungseffizienzen SKE_R für sieben zweistündige Meßreihen

Die zeitlichen Verläufe der Transferkoeffizienten und $SKE_{R,j}$ sind sehr ähnlich. Die Erklärung, die [Morf et al., 1998] für die Abweichungen in der dritten Meßperiode für Cd und Pb geben (größere Mengen an Cd bzw. Pb im Input, die nicht verdampfen konnten; die Aschekonzentrationen blieben im gleichen Zeitraum praktisch konstant), sind deshalb auch für das Verhalten der SKE heranzuziehen. Es kann somit sein, daß man bei der Berechnung der SKE eines Prozesses anhand eines einzigen Datensatzes einen Fehler um mehrere Prozent macht.

Andererseits zeigt Abbildung 4-17, daß die berechneten Standardabweichungen der SKE der sieben Meßperioden im Vergleich zu den Standardabweichungen der Stoffkonzentrationen und Massenflüsse sehr klein sind. Auch die Standardabweichungen der TKen sind größer als jene der SKE. Der Beurteilungswert SKE ist somit robuster gegenüber Abweichungen als die Grunddaten.

Tabelle 4-9: Standardabweichungen für Stoffverdünnungszahlen und TKen in Schlacke (SL) und Elektrofilter-Asche (EFA); gerundet

[%]	Cd	Pb	Zn	Cu
$SVZ_{R,j}$	±5	±6	±2	±1
TK_{SL}	±50	±25	±9	±3
TK_{EFA}	±7	±23	±7	±35

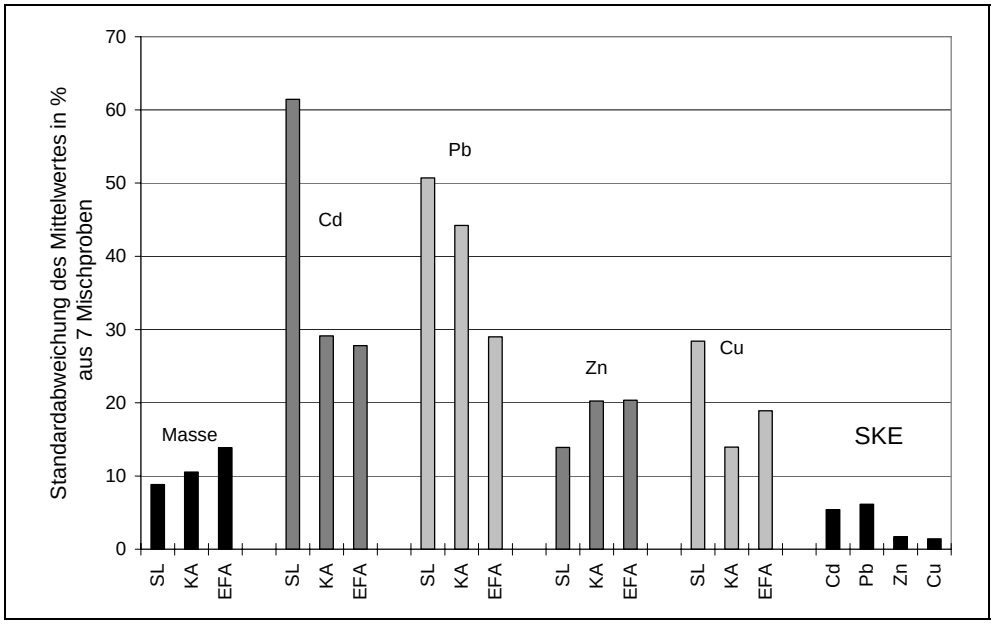


Abbildung 4-17: Standardabweichungen der Massenflüsse, Stoffkonzentrationen und Stoffkonzentrierungseffizienzen aus sieben Datensätzen; SL...Schlacke, KA...Kesselasche, EFA...Elektrofilter-Asche

4.1.1.8 Folgerungen aus Kapitel 4.1.1

Die Untersuchungen des Kapitels 4.1.1 haben gezeigt: (1) Verfahren unterschiedlicher Verfahrenstechnik und daraus resultierend mit unterschiedlichen Outputgütern sowie verschiedenen Inputs können anhand der hier entwickelten Methode miteinander verglichen werden. (2) Die flüssigen und gasförmigen Emissionen können bei thermischen Abfallbehandlungsanlagen nach Stand der Technik derart gering sein, daß sie auf die SKE des Prozesses keinen negativen Einfluß mehr haben und es daher genügen kann, nur noch die Stoffverteilung auf die Reststoffe zu untersuchen. (3) Um die SKE von thermischen Prozessen nach Stand der Technik weiter zu steigern, muß die Stoffverteilung auf die festen Reststoffe durch verfahrens-

technische[34] Maßnahmen verbessert werden. (4) Die Parametervariationen zeigen, welche Maßnahmen den größten Effekt haben und können deshalb zur Gestaltung zielführender Anlagen dienen. (5) Die Grenzwerte in Reingas und Abwasser können in bezug auf die Stoffsteuerung (Ressourcen-Aspekt) beurteilt werden, was einen wesentlichen Beitrag zur immer wieder auftauchenden Grenzwert-Diskussion liefern kann.

4.1.2 Baurestmassensortieranlagen

Gemäß Bundesabfallwirtschaftsplan fallen im österreichischen Bauwesen jährlich rund 6 Mio. t/a hauptsächlich mineralischer Abfälle wie Bauschutt, Straßenaufbruch, Betonabbruch, etc. an. Als eine Konsequenz des weiterhin steigenden Verbrauches an Baumaterialien, der Kenntnis des Lagers und der Aufenthaltszeit dieser Güter kann schon jetzt vorhergesehen werden, daß das Aufkommen an diesen Abfällen zukünftig weiter ansteigen wird [Brunner & Stämpfli, 1993]. Für die zielführende Verwertung und Entsorgung der nicht vermeidbaren Baurestmassen wurde die sog. Baurestmassen-Trennverordnung [BTVO, 1991] vom Gesetzgeber erlassen. Überschreiten Abfallgruppen im Rahmen eines Bauvorhabens die in der Verordnung festgeschriebenen Mengenschwellen (zwischen 2 und 40 Tonnen), so müssen diese entweder am Anfallort oder in Behandlungsanlagen getrennt werden.

Im folgenden Kapitel werden eine trockene und eine nasse Baurestmassensortieranlage auf ihre stoffliche Effizienz untersucht. Da das nasse Verfahren flüssige Emissionen aufweist, muß zum Verfahrensvergleich das Gesamtmodell herangezogen werden. Nachdem es sich aber im Gegensatz zum vorhergehenden Kapitel um keine Verbrennungsprozesse handelt, wird die maximale Entropie (H_{max} nach Gleichung 18) mit geogenen Referenzwerten der Hydrosphäre berechnet. D. h. die SVZ_G sind auf die praktisch vollständige Verdünnung der Stoffe in der Hydrosphäre bezogen.

4.1.2.1 Beschreibung der Verfahren

[Brunner & Stämpfli, 1993] beschreiben eine trockene Sortieranlage, die mit einem recht hohen technischen Aufwand betrieben wird. Das angelieferte Muldengut, das am ehesten mit der Fraktion der Baustellenabfälle vergleichbar ist, wird in insgesamt fünf Sortier- und Zerkleinerungsschritten aufbereitet.

Durch eine Vorauslese werden zunächst große Steine und Beton, Metall und sperriges Material entfernt. Das verbliebene Material durchläuft eine Siebtrommel (Trennweite 80mm), der Siebdurchgang (Fraktion <80mm) verläßt die Anlage. Staub und Abluft der Siebtrommel werden in einem ersten Zyklon getrennt. Die Fraktion 80-200mm gelangt in den ersten Magnetabscheider und danach über eine Längenauslese in einen Shredder. Die großen Stücke (>200mm) aus der Siebtrommel werden per Hand ausgelesen und bilden die Fraktionen große

[34] Oder andere Maßnahmen, welche sich auf die Transferkoeffizienten auswirken; z.B. eine Veränderung des Inputs infolge legistischer Maßnahmen. Dies wurde in der vorliegenden Arbeit nicht untersucht.

Steine/Beton, Metalle und sperriges Material. Das verbleibende Material wird zusammen mit der Fraktion aus der Längenauslese im Shredder zerkleinert, nochmals nach Länge ausgelesen und schließlich einem Windsichter zugeführt, um die leichte Fraktion abzutrennen. Staub und Abluft aus dem Windsichter werden in einem zweiten Zyklon getrennt. Die im Windsichter ausgeschiedene schwere Fraktion verläßt, nach nochmaliger Metallabscheidung durch einen zweiten Magnetabscheider, die Anlage.

Aufgrund der ähnlichen stofflichen Zusammensetzung einzelner Güterflüsse werden diese zu vier relativ homogenen neuen Fraktionen und einem mengenmäßig unbedeutenden Rest vermischt (Massen-%): Fraktion 1 (45%), bestehend aus der vorwiegend mineralischen Siebfraktion <80mm; Fraktion 2 (25%), bestehend aus der Leichtfraktion und dem sperrigen Material, diese Fraktion ist hausmüllähnlich und brennbar; Fraktion 3 (27%), bestehend aus Beton, Steinen und der mineralischen Schwerfraktion; Metallfraktion (3%). Der Rest von 0,1% setzt sich aus abgeschiedenen und emittierten Stäuben zusammen. Angaben zu Stoffkonzentrationen und spez. Massenflüssen finden sich im Anhang 8.9, Tabelle 8-2.

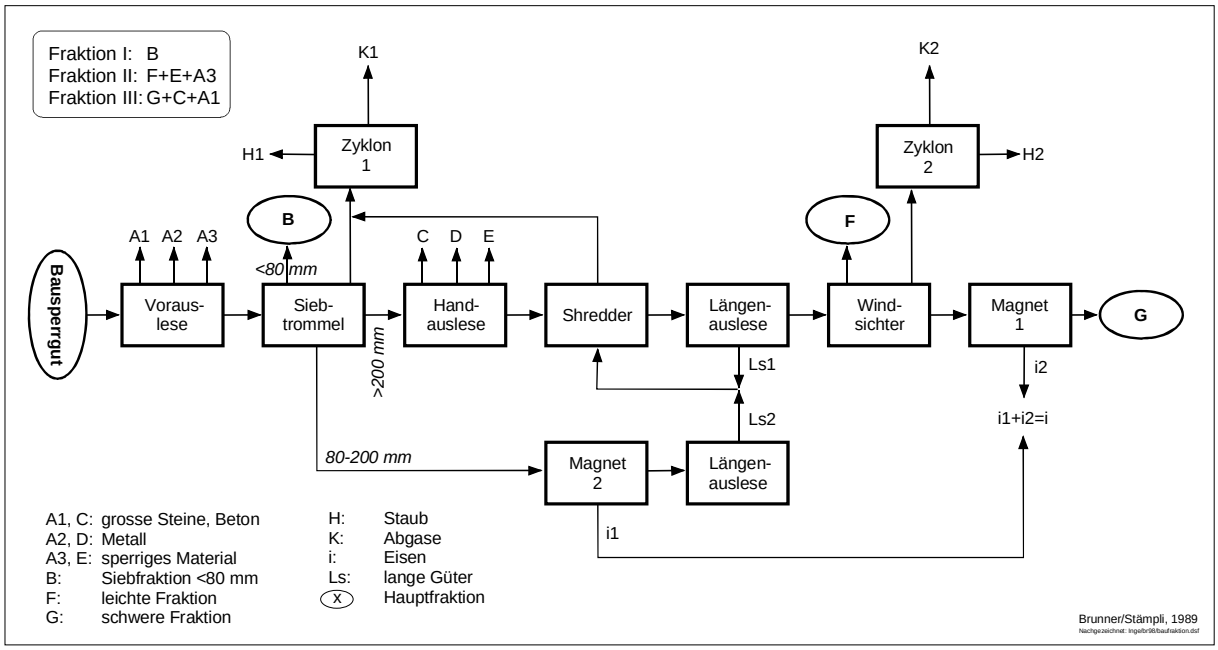


Abbildung 4-18: Darstellung einer trockenen Baurestmassensortieranlage [Brunner & Stämpfli, 1993]

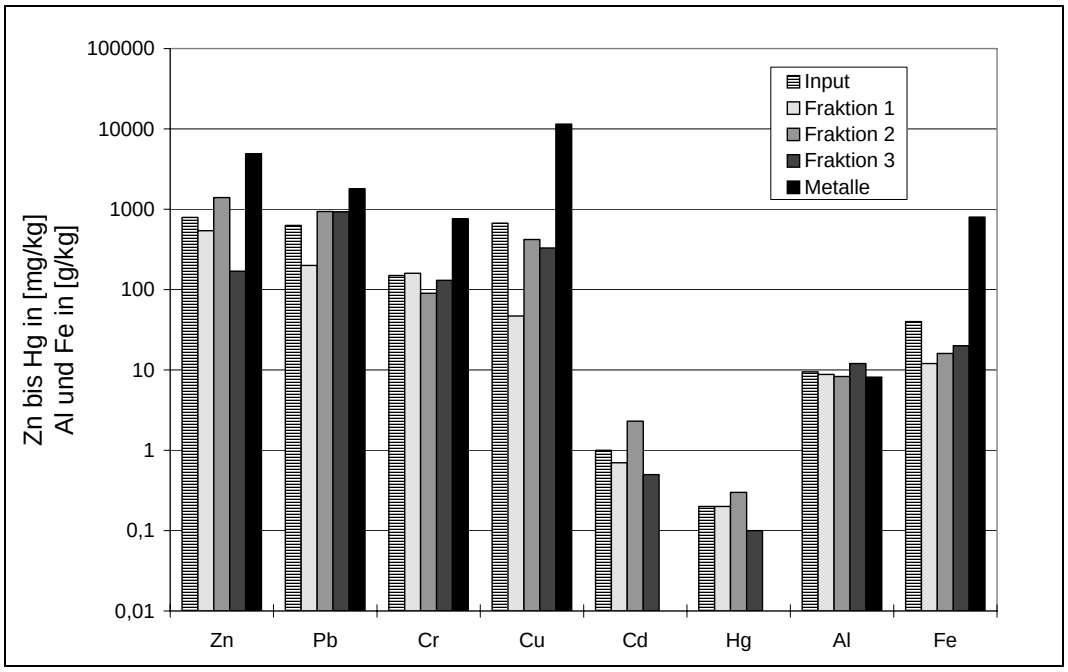


Abbildung 4-19: Ausgewählte Metallkonzentrationen im Abfallinput und in den Outputgütern einer trockenen Baurestmassensortieranlage; [Brunner & Stämpfli, 1993]

[Schachermayer et al., 1997] beschreiben ein nasses Sortierverfahren, das nach folgendem Prinzip arbeitet: Der bereits von Störstoffen (Metallen, Kunststoffen, Holz[35]) befreite Bauschutt wird vorsortiert, zerkleinert und in einer Prallmühle auf eine Stückgröße <100mm gebracht. Bevor das zerkleinerte Material über ein Förderband in das Vorsieb gelangt, wird über einen Magnetabscheider der Schrott abgetrennt. Anschließend werden Holz und Plastik manuell aussortiert. Das Vorsieb trennt die Korngruppe 0/100 in die Fraktionen 0/32 und 32/100, wobei letztere nach Zerkleinerung in einer weiteren Prallmühle zurück zum Metallabscheider geführt wird. Die Korngruppe 0/32 gelangt in eine Setzmaschine. Diese trennt das Material aufgrund des Dichteunterschiedes in ein "Leichtgut", bestehend aus Holz, Kunststoffen, Isolier- und Installationsmaterial, und ein "Schwergut". Das "Leichtgut" wird entwässert, das "Schwergut" in einer Doppeldeckersiebmaschine in die Fraktionen 16/32, 4/16 und 0/4 aufgetrennt. Die Abwässer aus der Setzmaschine und dem Doppeldeckersieb gelangen in ein Becken, in welchem sich das Abwassersediment absetzt. Man erhält demnach folgende Outputgüter (Massen-% bez. auf 100% Abfallinput): Fraktion 1, 16-32mm, (24,5%); Fraktion 2, 4-16mm, (35,8%); Fraktion 3, 0-4mm, (30,2%); diese Fraktion sind vorwiegend mineralisch; Leichtgut, brennbar, (1,3%); Abwassersediment (7,9%); Abwasser (330%); Eisenschrott (0,3%). Angaben zu Stoffkonzentrationen und spez. Massenflüssen finden sich im Anhang 8.9, Tabelle 8-3.

[35] Diese Güter sind in der Stoffbilanz nicht berücksichtigt.

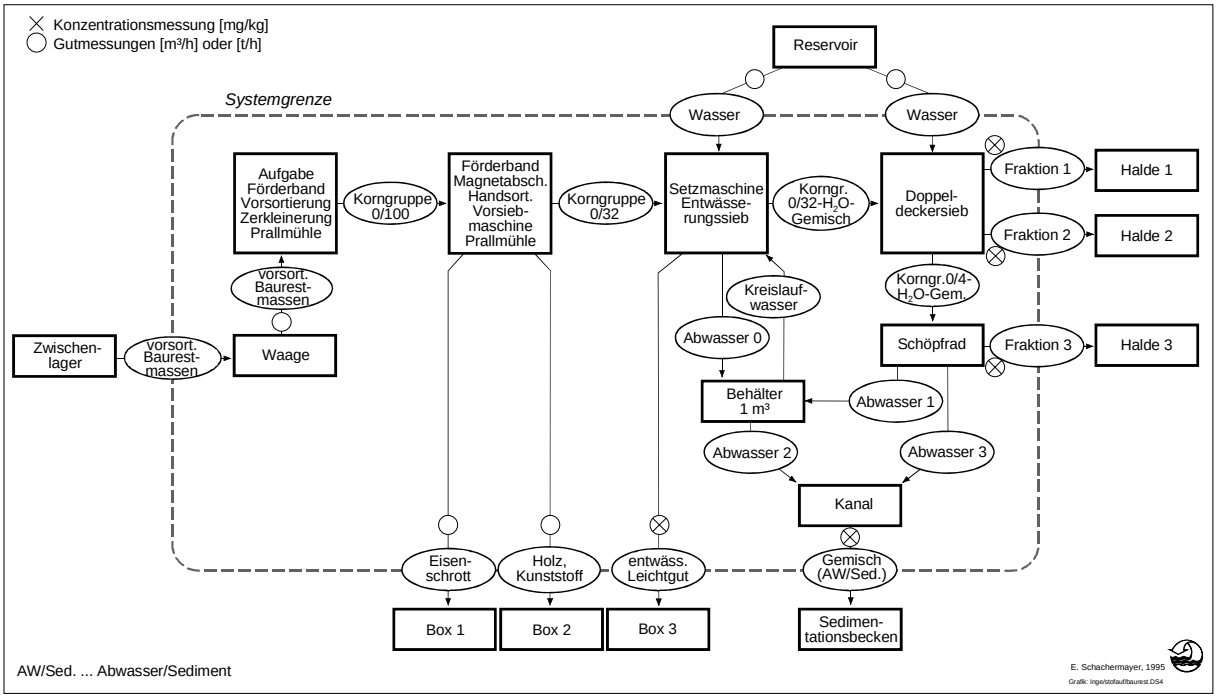


Abbildung 4-20: Darstellung einer nassen Baurestmassensortieranlage [Schachermayer et al., 1997]

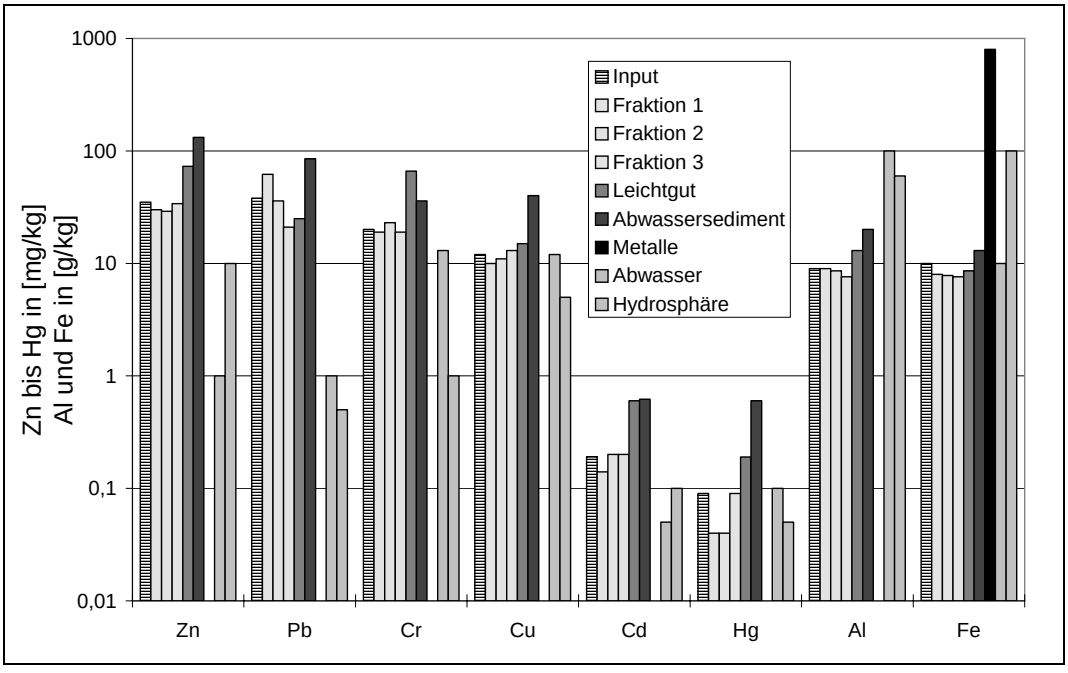


Abbildung 4-21: Ausgewählte Metallkonzentrationen im Abfallinput und in den Outputgütern einer nassen Baurestmassensortieranlage; Zn bis Hg in [mg/kg], Al und Fe in [g/kg]; Abwasser und Hydrosphäre in [µg/kg]; [Schachermayer et al., 1997]

4.1.2.2 Vergleich der Verfahren

Bei einer nassen Aufbereitung stellt sich die Frage, ob es durch den Kontakt mit Wasser zu einer Verdünnung von Stoffen kommt. Es zeigt sich, daß für die Metalle Zn, Cd und Fe die Abwasserkonzentrationen mit geogenen vergleichbar sind bzw. darunter liegen und es damit zu keiner Umweltbelastung kommt. Für die Metalle Pb, Cr, Cu, Hg, und Al liegen die Konzentrationen zwar über den geogenen Referenzwerten, die Emissionen haben jedoch keinen negativen Einfluß auf die SKE. Insofern kann man für diesen Verfahrensvergleich das Reststoffmodell heranziehen. Dies gilt auch für die Nichtmetalle $C_{org.}$, Ca und Si. Für Schwefel zeigt sich hingegen, daß sich die SKE_G des nassen Verfahrens durch die Abwasseremissionen (Sulfat) um 25% verschlechtert.

Tabelle 4-10: $SKE_{R,j}$ und $SKE_{tot,R}$ ausgewählter Metalle für ein nasses und ein trockenes Baurestmassensortierverfahren

$SKE_{R,j}$ [%]	Zn	Pb	Cr	Cu	Cd	Hg	Al	Fe	$SKE_{tot,R}$
nasses Verfahren	2	11	0	1	2	8	1	11	4
trockenes Verfahren (TV)	4	4	1	5	3	1	1	1	2
TV mit vorsortiertem Input	13	15	2	29	7	2	1	22	6

Bei der Interpretation der Ergebnisse muß folgendes beachtet werden: (1) Während die Metallfraktion des trockenen Verfahrens auf alle ausgewählten Metalle bis auf Cd und Hg untersucht wurde, wurde beim nassen Verfahren nur der Eisengehalt berücksichtigt. Die Metallfraktion kann je nach Element jedoch einen mehr oder weniger positiven Beitrag zur SKE eines Sortierprozesses liefern. (2) Der Input in das trockene Verfahren (Muldengut) ist wesentlich höher kontaminiert als jener in das nasse Verfahren (vorsortierter Bauschutt; s. Abbildung 4-19 und Abbildung 4-21). Durch bessere Trennung könnten im trockenen Verfahren die Stoffkonzentrationen der mineralischen Fraktionen 1 und 3 verringert werden, was eine Verbesserung der SKE mit sich bringen würde. In Tabelle 4-10 ist diese Variante für Stoffkonzentrationen, die jenen der mineralischen Fraktionen des nassen Verfahrens entsprechen ($\approx 1{,}5 \cdot c_{geog.}$) berechnet.

Tabelle 4-11: $SKE_{R,j}$ ausgewählter Matrixelemente für ein nasses und ein trockenes Baurestmassensortierverfahren

$SKE_{R,j}$ [%]	$C_{org.}$	S	Ca	Si
nasses Verfahren	3	0	0	1
trockenes Verfahren	10	1	1	5

Die Potentiale, Stoffe zu konzentrieren, sind für beide Verfahren sehr gering. Daher muß versucht werden, daß bereits durch geeignete Trennung beim Abbruch saubere Eingangsmaterialien für die Sortierverfahren erzeugt werden [Schachermayer et al., 1997]. Das trockene Verfahren erreicht eine bessere Aufkonzentration des Kohlenstoffes, durch saubere Eingangsgüter könnten auch die SKE_R für Metalle verbessert werden. Die Emissionen über das Abwasser sind beim nassen Verfahren für Metalle gering, sodaß sie das Ergebnis nicht negativ beeinflussen. Für Schwefel sind die Abwasseremissionen aus der Sicht der Stoffsteuerung jedoch zu hoch, sodaß das trockene Verfahren insgesamt etwas besser abschneidet.

4.2 Vergleich von Systemen

4.2.1 Kombination aus Mechanisch-biologischer und Thermischer Behandlung

In diesem Kapitel wird die Verfahrenskombination einer mechanisch-biologischen Vorbehandlung (MBA) von Restmüll mit anschließend thermischer Behandlung bzw. Verwertung der heizwertreicheren Fraktion in einer industriellen Verbrennungsanlage (IVA) untersucht. Aufgrund einer Ausnahme in der vom Gesetzgeber erlassenen Deponieverordnung (DVO), welche unter anderem die Qualität der zukünftig abzulagernden Deponiegüter bestimmt, stellt diese Variante eine Alternative zur thermischen Entsorgung von Restmüll und ähnlichen Abfällen ohne Vorbehandlung dar.

Derzeit beschränken sich die Untersuchungen über mechanisch-biologische Verfahren auf zwei Bereiche (vergl. [Mostbauer et al., 1998]): (1) Maßnahmen zur Einhaltung des in der DVO festgelegten Brennwertes (H_o) für das Endprodukt aus dem Rotteprozeß: Wie muß der mechanische Trennschritt konzipiert werden? Sind dazu mehrere Schritte nötig? In welcher Form und wie lange muß gerottet werden? (2) Welche zusätzlichen Parameter muß das Rotteendprodukt erfüllen, um in gesonderten Kompartimenten von Massenabfalldeponien gem. DVO abgelagert werden zu dürfen? Diese Parameter sollen den Abbaugrad der biologischen Substanz angeben und leicht meßbar sein.

Über den Beitrag, den diese Verfahren zu einer effizienten Stoffsteuerung leisten können, gibt es praktisch kaum Untersuchungen. Daher soll der MASTER-Ansatz in diesem Kapitel dazu verwendet werden, Aussagen über das Potential dieser Verfahren bzw. Verfahrenskombination (MBA + IVA) zu treffen.

Beschreibung des Mechanisch-biologischen Verfahrens

In Abbildung 4-22 ist die Massenbilanz einer mechanisch-biologischen Anlage dargestellt, wie sie für die weiteren Berechnungen verwendet wird. Im mechanischen Trennschritt soll eine möglichst heizwertreiche Fraktion abgeschieden werden. Um den Grenzwert des Rotteendproduktes (REP) für den Brennwert einhalten zu können, kann es jedoch erforderlich sein, daß der Anteil der Leichtfraktion (LF) bis über 50% betragen muß. Die sogenannte Schwerfraktion oder das Rotteprodukt (RP) geht in eine mehrwöchige Intensivrotte mit anschließender Nachrotte, um leicht abbaubaren Kohlenstoff zu reduzieren. Das Rotteendprodukt wird abschließend deponiert.

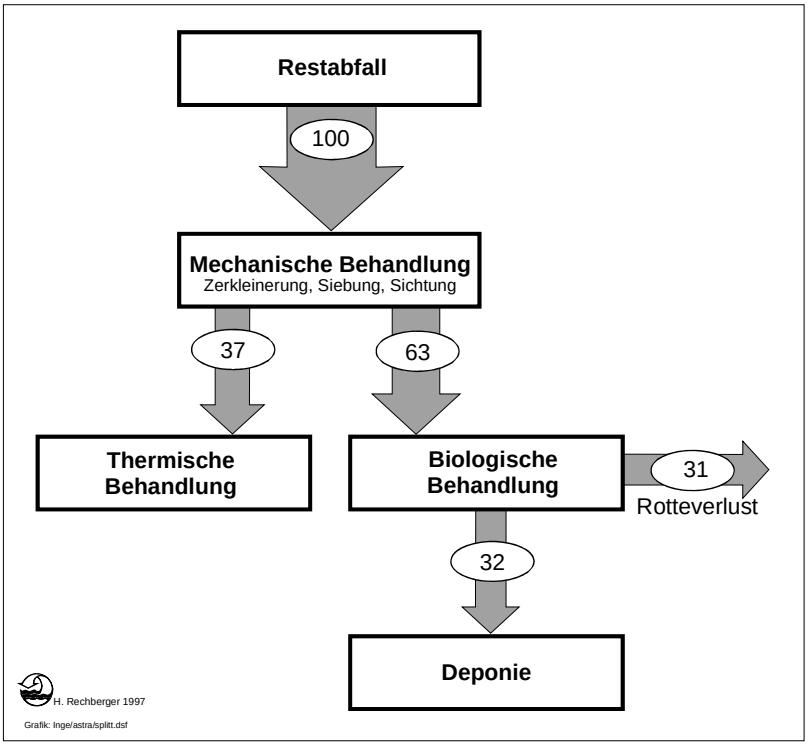


Abbildung 4-22: Massenbilanz einer mechanisch-biologischen Anlage in [%]; feucht; [Fehringer et al., 1997]

Es wird angenommen, daß 37% des feuchten Restmülls (22% Wassergehalt) in einem mechanischen Trennprozeß abgeschieden werden. Der Aschegehalt der Leichtfraktion (LF) wird mit 10-15%, der Wassergehalt mit 10% angenommen. Der Wassergehalt des Rotteendproduktes beträgt 15%, der Masseverlust während des Rotteprozesses ist 31% bezogen auf den Input; dabei wird davon ausgegangen, daß kein Klärschlamm mitgerottet wird.

In Kapitel 4.2.1.1 wird die Leichtfraktion in einer synthetisch bilanzierten neuen industriellen Anlage behandelt. Im darauf folgenden Kapitel wird der Vergleich zu einer konventionellen Anlage mit gemessenen Daten gezogen. Da die untersuchten Verbrennungsprozesse über weitergehende Rauchgasreinigungen verfügen, wird in diesen Kapiteln das Reststoffmodell eingesetzt. In Kapitel 4.2.1.3 wird der Einsatz der heizwertreichen Leichtfraktion als Ersatzbrennstoff in konventionellen Industriefeuerungen ohne weitergehender Rauchgasreinigung untersucht. In Kapitel 4.2.1.3.1 wird schließlich die Deponie in das System integriert und ihr Stellenwert für die Stoffsteuerung der Metalle untersucht. Für letztere Untersuchungen müssen auch Emissionen berücksichtigt werden, somit wird das Gesamtmodell eingesetzt.

4.2.1.1 Behandlung der Leichtfraktion in einer "*neuartigen*[36]" industriellen Feuerungsanlage mit weitergehender Rauchgasreinigung

Da es für diesen Typ einer Feuerungsanlage noch keine publizierten Stoffbilanzen gibt, wird diese synthetisch anhand von a-priori Wissen bilanziert. Diese Bilanzen sollten jedoch unbedingt an gemessenen Daten verifiziert werden, da die Erfahrung zeigt, daß das Abschätzen der Mittelwerte für TKen allein anhand von a-priori Wissen mit großer Unsicherheit behaftet ist [Morf, 1998]. Es wird angenommen, daß es sich bei der Anlage um eine extern zirkulierende Wirbelschicht mit einer ersten Staubabscheidung in einem Heißzyklon handelt. Durch den Einsatz des Heißzyklons soll erreicht werden, daß ein Großteil der Aschen von Metallen entfrachtet anfällt. Bett- und Zyklonasche machen zusammen (im weiteren als Grobasche bezeichnet) ca. 80 % der anfallenden Aschen aus. Vor dem anschließenden Gewebefilter werden durch Eindüsen von Aktivkohle Kohlenwasserstoffe und Quecksilber adsorbiert. Die Flugasche wird in einem Drehrohr thermisch behandelt (beh. Asche). Quecksilber geht in eine dem Drehrohr nachgeschaltete Quench mit Ausschleuswasser aus dem sauren Wäscher, das Abgas 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. Es wird angenommen, daß 2 kg entwässerter Filterkuchen pro t Abfall entstehen. Die Stoffverteilung auf die Reststoffe des Prozesses wird wie folgt angenommen [Fehringer et al., 1997]:

Tabelle 4-12: Stoffverteilung [%] ausgewählter Metalle auf die Reststoffe einer "neuartigen" industriellen Feuerungsanlage; [Fehringer et al., 1997]

[%]	Grobasche	beh. Asche	Filterkuchen
Cd	16	83	<1
Hg[37]	1	2	95
Pb	24	75	<1
Zn	48	51	<1

Für die Aufteilung auf die beiden Aschefraktionen wird angenommen, daß die Zyklonasche in bezug auf die untersuchten Stoffe ähnliche Zusammensetzung wie die Bettasche aufweist. Die im Vergleich zu üblichen Wirbelschichtanlagen größeren Transferkoeffizienten in die Grobasche ergeben sich aus dem angenommenen Masseverhältnis zwischen Grob- und Flugasche

[36] Diese Verfahrenskonzepte werden meist als "innovative" oder "weiterentwickelte" bezeichnet. Da aber auch bspw. MVAen innovativ und weiterentwickelte Verfahren darstellen, wurde der Begriff "neuartig" gewählt.

[37] Der Transfer für Hg in das Reingas wurde in [Fehringer et al., 1997] mit 1,3% angenommen. Dies entspricht dem Wert für eine klassische MVA mit einer vergleichbaren weitergehenden Rauchgasreinigung ohne Aktivkohle-Filter.

von 80:20. Durch diese Steuerung der Aschemassenflüsse soll der Nachteil der konventionellen Wirbelschicht, nämlich, daß der aufkonzentrierte Reststoff (Flugasche) gleichzeitig der mit der größten Masse ist, ausgeglichen werden. Weitere Rohdaten zur Berechnung der SKE finden sich im Anhang 8.10, Tabelle 8-4.

Mit diesen Inputdaten und den Angaben zur MBA erhält man die in Tabelle 4-13 angeführten Bereiche für Transferkoeffizienten in das Rotteprodukt (RP), die mindestens erreicht werden müssen, damit die Verfahrenskombination (MBA + IVA) eine mit einer MVA vergleichbare Stoffverteilung erreicht. Es muß also gelten: $SKE_{j,MBA+IVA} \geq SKE_{j,MVA}$ und $TK_{RP} \leq TK_{RP,min}$. Als Referenz für Müllverbrennungsanlagen wurden die SKE_j der Müllverbrennungsanlagen A und B aus Kapitel 4.1.1.1 herangezogen, daher die Bereiche für $TK_{RP,min}$.

Tabelle 4-13: Zu unterschreitende TK-Bereiche ($TK_{RP,min}$) für die Spezifikation $SKE_{j,MBA+IVA} \geq SKE_{j,MVA}$ und gemessene TK_{RP} in das Rotteprodukt einer MBA; [(a)][Fehringer et al., 1997]; [(b)]berechnet nach [Morf & Brunner, 1998]

	Cd	Hg	Pb	Zn
$TK_{RP,min}$	< 0,01	0,25 - 0,28	0,35 - 0,45	0,2 - 0,25
$TK_{RP}^{(a)}$	0,29	0,70	0,49	0,59
$TK_{RP}^{(b)}$	0,48	0,86	0,76	0,59

Aus Abbildung 4-22 ist ersichtlich, daß für jeden Stoff gelten muß: $TK_{j,RP} = 1 - TK_{j,LF}$. Stofflich gesehen ist es positiv, wenn TK_{RP} klein ist und das Rotteprodukt von Metallen entfrachtet wird. Erreicht der Transferkoeffizient in das Rotteprodukt die in Tabelle 4-13 angeführten Bereiche, ist die Stoffverteilung der Kombination MBA + IVA gleich gut wie jene einer konventionellen MVA.

Wie bereits erwähnt, gibt es bislang kaum Datenmaterial über die stoffliche Trennleistung für Hausmüll in mechanischen Trennschritten. Dies mag auch mit der komplizierten und aufwendigen Beprobung der inhomogenen Fraktionen "Leichtfraktion" und "Rotteprodukt" zusammenhängen. Bisher vorliegende Untersuchungen bestätigen jedoch die intuitive Annahme, daß durch mechanische Trennung (Trennung erfolgt auf makroskopischer und nicht mikroskopischer Ebene) keine signifikanten An- bzw. Abreicherungen erzielt werden können [Baccini & Brunner, 1988], [Hämmerli et al., 1988], [Krauss & Brunner, 1989], [Brunner & Stämpfli, 1993], [Schachermayer et al., 1997].

Die in Tabelle 4-13 angeführten gemessenen TK_{RP} sind unter Berücksichtigung obiger Literatur recht plausibel. Die Transferkoeffizienten für Cd, Hg und Zn liegen über den Bereichen für $TK_{RP,min}$. Es ist nicht anzunehmen, daß diese durch optimale Sortierung erreicht werden können. Nimmt man bspw. an, daß die spezifisch leichten und heizwertreichen Fraktionen

wie Papier, Kunststoffe, Holz, Leder und Gummi vollständig aus dem Restmüll heraussortiert werden (das entspricht einer Leichtfraktion von ca. 37% des Inputs und wäre damit ident mit der in diesem Beispiel angenommen Aufteilung, vergl. Abbildung 4-22), ergeben sich anhand der Daten aus der Restmüllmatrix [Morf & Brunner, 1998] (Tabelle 8-11 im Anhang) die Werte der letzten Zeile in Tabelle 4-13. Speziell für Cd ist der Bereich für $TK_{RP,min}$ derart niedrig, daß die Verfahrenskombination die SKE einer MVA auch bei optimaler Sortierung nicht erreichen kann. Für Pb könnte die Verfahrenskombination jedoch eine höhere SKE erzielen. Vor allem für diesen Stoff ist die Leistung der konventionellen Müllverbrennungsanlage noch nicht befriedigend.

Bei der in Abbildung 4-22 gegebenen Massenbilanz sind stoffspezifisch keine besseren (geringeren) TK_{RP} als 0,3 bis 0,4 zu erwarten, selbst bei optimaler Sortierung würden sie höher liegen (letzte Zeile Tabelle 4-13). Die Aufkonzentrierung von Stoffen aus der Leichtfraktion in Wirbelschichtanlagen wurde in diesem Beispiel bereits sehr hoch angesetzt, da für Bett- *und* Zyklonasche übliche Stoffkonzentrationen von Bettaschen angenommen wurden. Es lassen sich somit die für die Verfahrenskombination bestehenden Grenzen schon heute ziemlich genau bestimmen. Für rein thermische Verfahren sind diese noch lange nicht ausgeschöpft (vergl. Kapitel 4.1).

Tabelle 4-14: Grenzen für die Kombination aus mechanisch-biologischer Anlage und industrieller Verwertung der heizwertreicheren Fraktion bei optimierter Verfahrenstechnik ($TK_{RP,opt.}$, $SKE_{j,MBA,opt+IVA}$) und Vergleich mit heutiger Technologie ($SKE_{j,MVA,SdT}$, $SKE_{j,MBA,SdT+IVA}$)[38]

		Cd	Hg	Pb	Zn	
			SKE_j			SKE_{tot}
$TK_{RP,opt.}$	[-]	0,25	0,4	0,35	0,35	
$MBA_{opt.}$ + "neuartige" IVA	[%]	34	51	32	23	42
MBA_{SdT} + "neuartige" IVA	[%]	32	28	21	16	29
MVA_{SdT}	[%]	43 - 50	51 - 53	18 - 21	25 - 26	45 - 48

Obwohl für die "neuartige" industrielle Feuerungsanlage eine sehr günstige Stoffverteilung (Transferkoeffizienten) angenommen wurde, sind die SKE der Verfahrenskombination ($SKE_{j,MBASdT+IVA}$) durchgehend geringer als jene von konventionellen Müllverbrennungsanlagen ($SKE_{j,MVA,SdT}$). Die SKE_{tot} zeigen, daß selbst die optimale Kombination (Transferkoeffizienten für optimalen mechanischen Trennschritt und "neuartige" Feuerung; $SKE_{j,MBA,opt+IVA}$) schlechter abschneidet als die konventionelle Müllverbrennungsanlage.

[38] SdT steht für Stand der Technik

4.2.1.2 Behandlung der Leichtfraktion in einer *konventionellen* industriellen Feuerungsanlage mit weitergehender Rauchgasreinigung

Die oben dargestellte industrielle Wirbelschichtanlage stellt ein innovatives (neuartiges) Verfahrenskonzept dar. Die Transferkoeffizienten beziehen sich auf eine synthetische Bilanz der Anlage und sind noch nicht durch Messung bestätigt worden. Daher werden die oben durchgeführten Berechnungen auch für eine konventionelle Wirbelschichtanlage mit tatsächlich gemessenen Transferkoeffizienten durchgerechnet. Es ist anzunehmen, daß in Zukunft vor allem solche Anlagen, deren Kessel mit einer weitergehenden Rauchgasreinigung nachgerüstet werden, vermehrt zum Einsatz kommen.

Bei der Anlage handelt es sich um eine intern zirkulierende TURBO-Wirbelschicht mit Dampferzeuger. Die Rauchgasreinigung erfolgt über ein Gewebefilter und eine nachgeschaltete zweistufige Rauchgaswäsche. Stickoxide werden mittels SNCR-Verfahren zu molekularem Stickstoff reduziert und das Abwasser aus den Wäschern wird nach Stand der Technik (SdT) gereinigt. Die Reststoffe der Anlage sind Bettasche, Filterasche und Filterkuchen. Eine detaillierte Beschreibung des Verfahrens findet sich in [Morf et al., 1997b]. Die Rohdaten zur Berechnung der SKE finden sich im Anhang 8.10, Tabelle 8-5.

Tabelle 4-15: Transferkoeffizienten für die Reststoffe einer konventionellen Wirbelschicht mit weitergehender Rauchgasreinigung; [Morf et al., 1997b]; Werte für Hg und Filterkuchen sind eigene Annahmen

[-]	Bettasche	Filterasche	Filterkuchen
Cd	0,02	0,98	<0,01
Hg	0,01	0,20	0,79
Pb	0,02	0,98	<0,01
Zn	0,03	0,97	<0,01

Mit den in Tabelle 4-15 angegebenen Transferkoeffizienten ändern sich die in Tabelle 4-14 aufgelisteten Daten für die Verfahrenskombination aus mechanisch-biologischer Vorbehandlung und thermischer Verwertung zu:

Tabelle 4-16: Tatsächliche und durch optimale Abtrennung der Leichtfraktion erreichbare SKE der Kombination aus mechanisch-biologischer Vorbehandlung und konventioneller Wirbelschicht mit weitergehender Rauchgasreinigung

[%]	Cd	Hg	Pb	Zn	
		SKE_j			SKE_{tot}
$MBA_{opt.}$ + konv. IVA	25	42	21	21	33
MBA_{SdT} + konv. IVA	23	23	17	14	22
MVA_{SdT}	43 - 50	51 - 53	18 - 21	25 - 26	45 - 48

Diese Verfahrenskombination schneidet im Vergleich zur direkten thermischen Behandlung des gesamten Restmülls noch wesentlich schlechter ab als die "neuartige" Feuerung in Kapitel 4.2.1.1. Auch durch eine in stofflicher Hinsicht optimierte Abtrennung der Leichtfraktion können die Ergebnisse einer Müllverbrennungsanlage nicht erreicht werden.

4.2.1.3 Behandlung der Leichtfraktion in konventionellen industriellen Feuerungsanlagen *ohne* weitergehende Rauchgasreinigung

Derzeit besteht auch die Absicht, die Leichtfraktion aus Mechanisch-biologischen Anlagen in industriellen Wirbelschichtkesseln, welche die Grenzwerte für Müllverbrennungsanlagen nicht einhalten können, energetisch zu verwerten. Diese Anlagen sind zumeist nur mit einem Entstaubungssystem und Primärmaßnahmen zur Stickoxidvermeidung ausgerüstet und arbeiten abwasserlos. In diesem Fall müssen die gasförmigen Emissionen beim Variantenvergleich mit berücksichtigt werden (Gesamtmodell).

In Tabelle 4-17 werden die Transferkoeffizienten in das Reingas und die SKE für eine Anlage, welche die Grenzwerte für Müllverbrennungsanlagen ausreichend unterschreitet, mit Werten für industrielle Wirbelschichtkessel mit ausschließlicher Entstaubung [Fehringer et al., 1997] verglichen. Literatur zum Emissionsverhalten industrieller Anlagen ist kaum vorhanden, sodaß letztere Werte mit großer Unsicherheit behaftet sind. Die Rohdaten zur Berechnung der Stoffkonzentrierungseffizienzen finden sich im Anhang 8.10, Tabelle 8-6.

Vor allem für die Stoffe Cd und Hg würde der Einsatz der Leichtfraktion in Industrieanlagen, die nicht dem Stand der Technik entsprechen, eine Verschlechterung der $SKE_{G,j}$ bedeuten. Die Werte der Verfahrenskombination sollten auch mit jenen für MVAen verglichen werden (z.B. in Tabelle 4-16). Es wird dann völlig klar, daß diese Verfahrenskombination keine vertretbare Alternative mehr darstellen kann.

Tabelle 4-17: Transferkoeffizienten in das Reingas (TK_{RG}) und SKE_j ausgewählter Metalle für: (a) Mechanisch-biologische Vorbehandlung und Behandlung der Leichtfraktion in industrieller Anlage unter Einhaltung der Grenzwerte für Müllverbrennungsanlagen; (b) wie (a), jedoch energetische Verwertung in industrieller Anlage ohne weitergehende Rauchgasreinigung; [(a)] [Fehringer et al., 1997]

		Cd	Hg	Pb	Zn
TK_{RG} (a)[(a)]	[-]	0,0021	0,028	0,00021	0,00032
TK_{RG} (b)[(a)]	[-]	0,004 - 0,07	0,1 - 0,3	0,002 - 0,004	0,001 - 0,02
SKE_j (a)	[%]	23	18	17	14
SKE_j (b)	[%]	6 - 22	(-15) - 5	16	11 - 14

4.2.1.3.1 Miteinbeziehung der Deponie in das System

Die abzulagernden Reststoffe der beiden Alternativen MBA und industrielle Verbrennungsanlage sowie konventionelle Müllverbrennung sind bezüglich ihrer chemisch-physikalischen Zusammensetzung nicht mehr als ähnlich zu betrachten. Vor allem für die massemäßig bedeutendsten Produkte, Schlacke bzw. Rotteendprodukt, ist unterschiedliches Verhalten in der Deponie zu erwarten. Daher ist es notwendig, diese in den Verfahrensvergleich einzubeziehen.

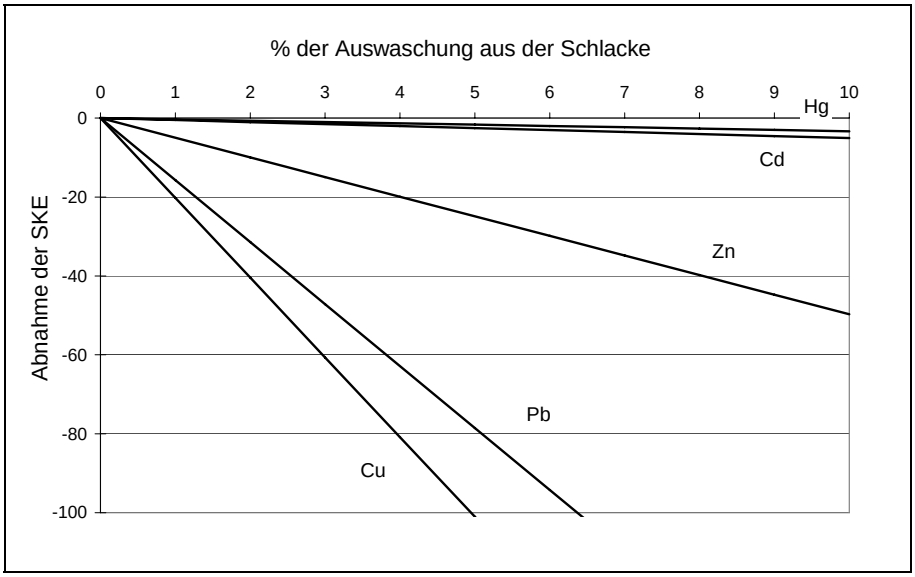


Abbildung 4-23: Relative Abnahme der SKE der Verfahrenskombination Müllverbrennungsanlage + Deponie in Abhängigkeit der Auswaschung ausgewählter Metalle aus der Schlacke

In Abbildung 4-23 ist die Veränderung der SKE in Abhängigkeit der Auswaschung einzelner Metalle aus der Schlacke angegeben[39]. Für atmophile Metalle (Hg und Cd) sind die Auswirkungen auf die SKE geringer, da ihr Gehalt in der Schlacke niedrig ist. (Auch die Hintergrundkonzentration in der Hydrosphäre hat Einfluß auf die SKE_j.) Für die lithophileren Elemente bedeuten bereits geringere Mobilisierungsgrade eine starke Verschlechterung der SKE.

In [Fehringer et al., 1997] wurde die Mobilisierbarkeit ausgewählter Metalle aus der Schlacke über einen Zeitraum von 100 Jahren anhand von Literaturdaten wie folgt abgeschätzt: Cd, Hg und Pb jeweils < 0,01%; Zn < 0,4%. [Zimmermann et al., 1996] geben folgende auswaschbare Anteile unter Anwendung einer in [Belevi & Baccini, 1989] beschriebenen Methode für einen Zeitraum von 75 Jahren (überwachte Phase, ab der die Sickerwässer dann unbehandelt eingeleitet werden können) an: Cd: 0,4%, Hg: 3,3%, Pb: 0,008%, Zn: 0,007% und Cu: 0,004%. In [Belevi et al., 1992] finden sich folgende Werte: Pb: 0,002%, Zn: 0,0007%, Cu: 0,02%. Diese Emissionen wirken sich auf die SKE des Systems Müllverbrennungsanlage + Deponie nicht negativ aus.

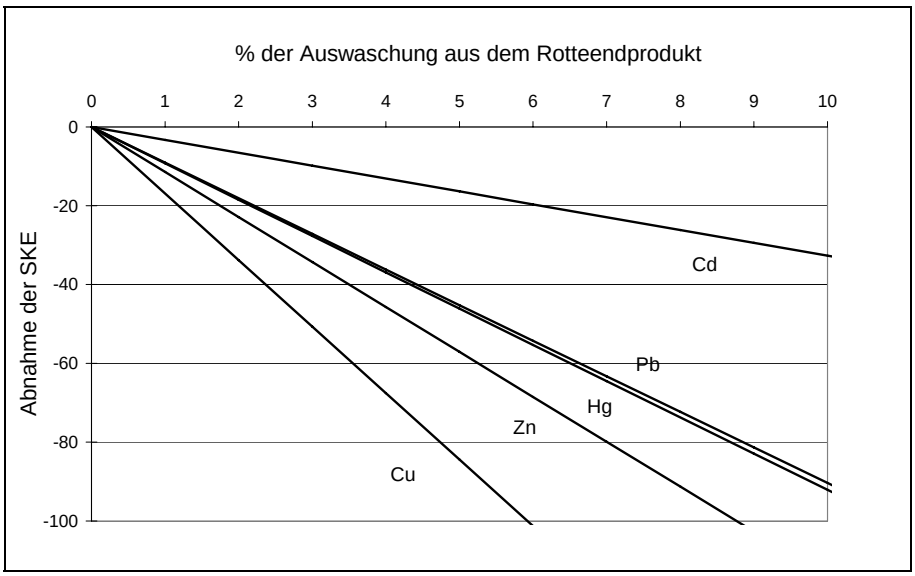


Abbildung 4-24: Relative Abnahme der SKE der Verfahrenskombination MBA + IVA + Deponie in Abhängigkeit der Auswaschung ausgewählter Metalle aus dem Rotteendprodukt

In Abbildung 4-24 sind die SKE_j in Abhängigkeit der Auswaschung von Metallen aus dem Rotteendprodukt für die Verfahrenskombination MBA + IVA dargestellt. [Frost et al., 1996] schätzen die Auswaschung von Cd und Hg eines gerotteten Restmülls über den Zeitraum von 20 Jahren auf: Cd < 0,0075%; Hg < 0,12%. [Zimmermann et al., 1996] beziffern die Auswa-

[39] Die Kurven sind im dargestellten Bereich praktisch Geraden. Prinzipiell handelt es sich um Funktionen in Abhängigkeit der Schlackenkonzentration (c_{SL}) der Form: $f(c_{SL}) = c_{SL} \cdot (ld(c_{SL})-1)$.

schung von Metallen in deponiertem Restmüll[40] über einen Zeitraum von 150 Jahren (überwachte Phase) mit: Cd: 0,06%, Hg: 0,01%, Pb: 0,03%, Zn: 0,2%, und Cu: 0,07%. Eine frühere Untersuchung für Restmüll [Belevi & Baccini, 1989] ergab dagegen (überwachte Phase: 10 Jahre): Cd: 0,06 - 0,22%, Pb: 0,03 - 0,6%, Zn: 1,2 - 8%, Cu: 0,3 - 1,7%. Somit gilt auch hier, daß der Verlust von Metallen über das Sickerwasser für die heute angenommenen Auswaschraten (mit einer eventuellen Ausnahme für Zn und Cu) nicht relevant sein dürfte.

Die in [Zimmermann et al., 1996] angegebene Auswaschung für Zeiträume über 1000 Jahre liegen sowohl für Schlacke- als auch für Reaktordeponien für die genannten Metalle in Bereichen > 10%. Abbildung 4-23 und Abbildung 4-24 zeigen, daß die Mobilisierung von > 1% für die SKE eines Systems bereits relevant wird. Dann wären für gewisse Stoffe die zuvor durch aufwendigste Rauchgasreinigung bzw. Aschenachbehandlung erzielten Verbesserungen wieder zunichte gemacht. Mobilisierungen von 10% und mehr über große Zeiträume würden die momentan erreichten SKE eklatant verschlechtern: die SKE ist somit auch eine Funktion der Zeit. Die Wahl der zeitlichen Systemgrenze entscheidet, ob die Verdünnung eines Stoffes durch die verzögerte Auswaschung in der Deponie berücksichtigt wird oder nicht.

Aus der Sicht der Stoffsteuerung ist es daher wichtig, daß jene Reststoffe, die in den geogenen Wasserhaushalt eingebunden sind[41], (1) mit einer geringen Mobilisierbarkeit von Metallen und (2) mit geringen Stoffkonzentrationen erzeugt werden. Genauso wurde in den späten 80er Jahren der Begriff der Endlagerqualität definiert: Das Endlager als ein räumlich begrenzter Standort mit definierten Edukten (aufbereiteten Reststoffen mit erdkrusteähnlicher Zusammensetzung), welche nur noch umweltverträgliche Emissionen abgeben, deren chemische Zusammensetzung keine Veränderung der Hydro- und Lithosphäre bewirken [Baccini & Brunner, 1985], [Brunner, 1988], [Baccini, 1989], [Brunner, 1992c]. Als Idealbild für einen solchen Reststoff wird gerne ein Stein verwendet. In dieser Formulierung ist bereits impliziert, daß mit mobilen bzw. löslichen Metallen belastete Reststoffe nicht mit der Hydrosphäre in Kontakt gebracht werden sollten, da sie diese langfristig verändern würden[42]. Außer es weisen die Sickerwasserkonzentrationen tatsächlich geogene Stoffkonzentrationen auf, was man als Null-Emission bezeichnen könnte (Auswaschung mit Wasser geogener Konzentration erzeugt Sickerwasser der selben Konzentration). Wie diese Null-Emission erreicht werden kann ist derzeit Gegenstand von weiterer Forschung, z.B. [Lichtensteiger, 1997], [Stäubli, 1994], [Lichtensteiger & Zeltner, 1994], [Johnson, 1994]. Nachdem die heute erzeugten Reststoffe noch keine derartigen Null-Emissionsprodukte sind[43], sollen hochkonzentrierte Reststoffe nicht mit dem Wasserhaushalt in Kontakt kommen.

---

[40] Das Rotteendprodukt kann aufgrund seiner makroskopischen wie auch mikroskopischen Zusammensetzung bezüglich des langfristigen Deponieverhaltens am ehesten mit Restmüll verglichen werden.

[41] Aufgrund der Erfahrungen der Vergangenheit geht man davon aus, daß obertägige Deponien nicht von der Hydrosphäre abzuschließen sind. Eine Barriere, welche die Deponie an der Oberfläche gegen Niederschläge abdichtet, würde den Zeitpunkt des Wasserzutritts zur Deponie nicht verhindern, sondern lediglich verzögern [Brunner, 1992c].

[42] So haben die anthropogenen Cadmiumflüsse die natürlichen bereits übertroffen [Baccini & Brunner, 1991].

[43] Experimente zeigen, daß das Auswaschpotential von Filterstäuben über jenem von Schlacken liegt [Brunner, 1994].

Nachdem die Auswaschung von Metallen aus der Schlacke aufgrund der bisher vorliegenden Untersuchungen nicht höher als jene aus dem Rotteendprodukt anzusetzen ist, ergibt sich durch die Miteinbeziehung der Deponie in das System keine neue Reihung in der Bewertung zwischen Müllverbrennungsanlage und der Verfahrenskombination MBA + IVA, eventuell aber eine weitere Verschiebung zugunsten der MVA.

4.2.1.4 Folgerungen aus Kapitel 4.2

Im Kapitel 4.2 wurde gezeigt, daß die Kombination aus mechanisch-biologischer Vorbehandlung sowie industrieller Behandlung und Verwertung in stofflicher Hinsicht für ausgewählte Metalle gegenüber der klassischen Müllverbrennung wesentlich schlechter abschneidet. Um ähnlich gut abzuschneiden, müßte die stoffliche Trennung im mechanischen Schritt der MBA effizienter werden und Werte erreichen, die anhand bisher durchgeführter Untersuchungen und allgemeinem Wissen über die stoffliche Zusammensetzung der Restmüllfraktionen als vermutlich nicht erzielbar zu bezeichnen sind. Weiterentwickelte thermische Verfahren könnten den Unterschied zur klassischen Müllverbrennung verringern, was jedoch erst an gemessenen Daten verifiziert werden müßte. Schon geringe Auswaschungen (> 1%) aus den Deponiegütern Müllverbrennungsschlacke und Rotteendprodukt können eine signifikante und relevante Minderung der SKE bedeuten. Das heißt, daß der Suche nach Verfahren, welche einen endlagerfähigen (geringe Auswaschrate, niedrige Stoffkonzentrationen und damit geringes Auswaschpotential) Reststoff erzeugen können, neben dem Erzielen einer momentan guten SKE, Priorität einzuräumen ist. Die hochkonzentrierten Reststoffe sollten, sofern sie nicht immobilisiert sind, von der Hydrosphäre abgeschlossen abgelagert werden bzw. noch besser, stofflich genutzt werden.

4.3 Anwendung der Methode auf regionale Stoffbilanzen

Während in den vorhergehenden Kapiteln meist einzelne Prozesse isoliert untersucht wurden, wird in diesem Kapitel der MASTER-Ansatz auf regionale Stoffbilanzen angewendet, um die Eignung der Methode für die Bewertung und den Vergleich von Systemen zu untersuchen. Die Resultate werden mit Ergebnissen anderer Bewertungsmethoden verglichen. Dazu werden Daten und Ergebnisse aus der Studie "Auswirkungen unterschiedlicher Szenarien der thermischen Verwertung von Abfällen in Österreich - ASTRA" [Fehringer et al., 1997] verwendet.

In ASTRA wurden verschiedene praxisrelevante Szenarien zur Bewirtschaftung der Gesamtheit der brennbaren Abfälle in Österreich untersucht. Als Bewertungsgrundlage für die Szenarien wurden die Ziele des österreichischen Abfallwirtschaftsgesetzes (AWG) herangezogen. Aufbauend auf den Erkenntnissen aus den Szenarien wurde ein optimiertes Szenario im Hinblick auf bestmögliche Erfüllung des AWG unter Bedachtnahme auf ökonomische Grenzen entwickelt.

Folgende Szenarien wurden in ASTRA untersucht:

Szenario 1 stellt den Ist-Zustand der Bewirtschaftung der brennbaren Abfälle in Österreich für das Jahr 1996 dar.

Szenario 1b stellt den in naher Zukunft aufgrund der bereits eingeleiteten Maßnahmen zu erwartenden Zustand dar (zukünftige Trends). Das heißt: Jene Entwicklungen, die kurzfristig voraussagbar waren, sind in dieses Szenario mit einbezogen.

Szenario 1b bildet für alle weiteren Szenarien den Referenzzustand: 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 für Müllverbrennungsanlagen der Luftreinhalteverordnung für Kesselanlagen (LRV-K) einhalten (im weiteren als Verbrennung nach 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.

Szenario 3a: Flächendeckende Vorbehandlung von Restmüll in Restmüllsplitting - Anlagen (mechanisch-biologische Vorbehandlung). Die heizwertreichere Leichtfraktion (ca. 1/3 des Inputs) wird in industriellen (gewerblichen) Anlagen nach MVA-Standard thermisch behandelt und verwertet.

Szenario 3b: Wie Szenario 3a. Die Leichtfraktion wird jedoch in thermischen Anlagen, welche die Grenzwerte der LRV-K für Müllverbrennungsanlagen nicht einhalten (also ohne MVA-Standard), thermisch verwertet.

Szenario 4a: Flächendeckende Vorbehandlung von Restmüll nach dem Trockenstabilat - Verfahren und anschließende thermische Behandlung und Verwertung in industriellen Anlagen nach MVA-Standard.

Szenario 4b: Wie Szenario 4a. Die thermische Verwertung erfolgt jedoch in Anlagen, welche den MVA-Standard nicht erfüllen.

Szenario 5: Anhand der Resultate der Szenarien 1 - 4b wurde eine „optimierte Bewirtschaftung“ der brennbaren Abfälle hinsichtlich naturwissenschaftlich-technischer und Akzeptanzkriterien (ökonomisch, politisch) entworfen.

Der Ist-Zustand (Szenario 1) des Systems "Bewirtschaftung brennbarer Abfälle in Österreich" ist in Abbildung 4-25 dargestellt.

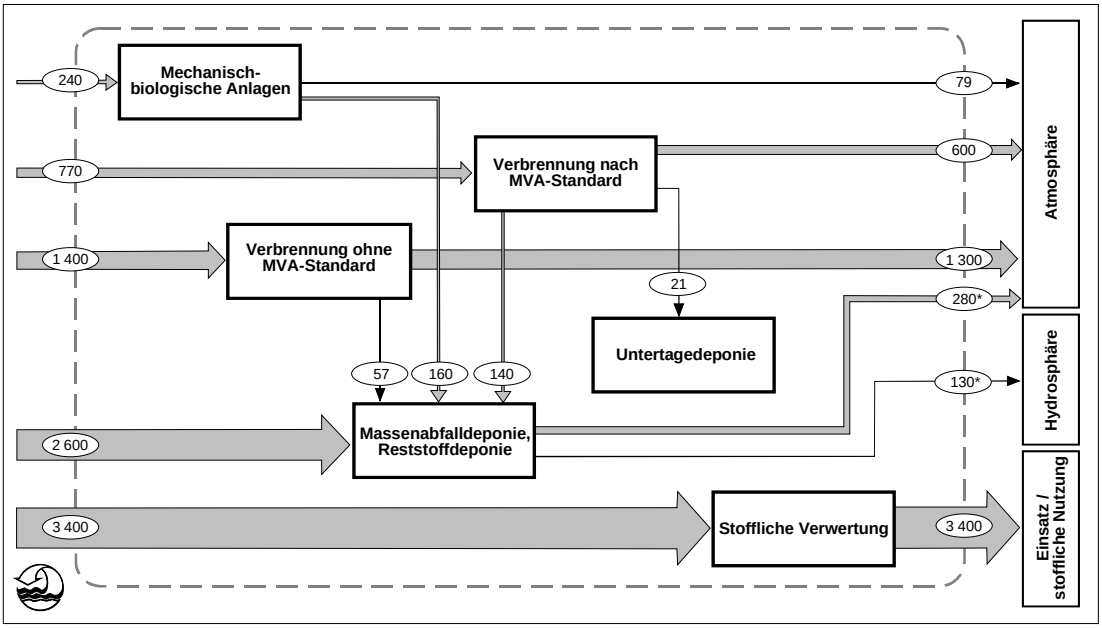


*Abbildung 4-25: Güterbilanz über ein Jahr für das System "Bewirtschaftung brennbarer Abfälle in Österreich" im Ist-Zustand; in 1.000 t/a; *Emissionen der Deponien während 100 Jahren; gerundet; [Fehringer et al., 1997]*

Demnach werden rund 40% der insgesamt 8,5 Mio t/a brennbaren Abfälle rezykliert bzw. einer stofflichen Verwertung zugeführt (z.B. Altpapierrecycling, Einsatz von Sägespänen in der Spanplattenindustrie). Fast ein Drittel (31%) wird ohne Vorbehandlung direkt deponiert; das stoffliche und energetische Potential dieser Abfälle wird nicht genutzt. Unbehandelt stellen sie ein Gefährdungspotential für Grundwasser (Sickerwasser) und Klima (Treibhausgase) dar. Rund 1/6 (17%) der Abfälle wird in industriellen Anlagen thermisch genutzt, ein um die Hälfte kleinerer Anteil wird in kommunalen Müll- und Sondermüllverbrennungsanlagen behandelt. Etwa 1/5 des Restmülls (240.000 t/a) wird mechanisch-biologisch behandelt.

Für die oben beschriebenen 9 Szenarien wurden in ASTRA Güter- und Stoffbilanzen (Methode der Stoffflußanalyse) für die ausgewählten Stoffe C, N, S, Cl, Cd, Hg, Pb und Zn berech-

net. Aufbauend auf den Zielen des AWG wurden die in Tabelle 4-18 aufgelisteten Kriterien zur Bewertung der Szenarien ausgewählt bzw. entwickelt.

Tabelle 4-18: Ziele des AWG und damit korrespondierende Bewertungskriterien

Ziele des AWG	Bewertungskriterien
Schutz von Mensch und Umwelt	Methode der kritischen Luftvolumina
Schonung von Ressourcen und Energie	Potential an substituierbarer fossiler Energie
Schonung von Deponievolumen	Reduzierung des Volumens abzulagernder Abfälle
Nachsorgefreie Deponie	Prozentsatz der umweltverträglich gesteuerten Stoffe sowie TOC-Gehalt des Deponiegutes

Die Schonung von Energie wurde in ASTRA durch Energiebilanzen und darauf aufbauend dem Potential an direkt (Abfall ersetzt Primärbrennstoff) und indirekt (aus Abfall nutzbar gemachte Energie) substituierbaren fossilen Energieträgern berechnet. Damit wird nicht nur der 1. Hauptsatz der Thermodynamik (thermische Wirkungsgrade), sondern auch der 2. Hauptsatz (unterschiedliche Wertigkeit der auftretenden Energieformen) berücksichtigt. Diesem Aspekt wird bei Verfahrensvergleichen, vor allem in der öffentlichen Diskussion, oft nicht Rechnung getragen, wo oft einfach thermische Wirkungsgrade miteinander verglichen werden. Die Methode der kritischen Luftvolumina ist vor allem in der in ASTRA angewendeten Modifizierung (anstatt von Immissionsgrenzwerten wurden geogene Referenzwerte benutzt) für die ausgewählten Stoffe ein geeignetes Maß zur Bewertung der Luftbelastung. Der TOC-Gehalt eines abzulagernden Gutes ist ein wesentlicher Parameter, um das Verhalten von Abfällen in einer Deponie abschätzen zu können.

Damit fehlen zu einer umfassenden Bewertung jedenfalls noch Kriterien um Emissionen in die Hydrosphäre und die Schonung von Ressourcen beurteilen zu können. Diese sind unter anderem in einem in ASTRA entwickelten und im weiteren mit "η" bezeichneten Ansatz enthalten, welcher die umweltverträgliche Steuerung der Stoffe durch das Stoffsteuerungsinstrument Abfallwirtschaft (AWS) zu berücksichtigen versucht.

Beschreibung des η-Ansatzes aus ASTRA

Aus Abbildung 4-25 folgt, daß es für Stoffe durch das System fünf Zielprozesse gibt. Diese sind die Umweltkompartimente Atmosphäre (1) und Hydrosphäre (2), erneuter Einsatz oder stoffliche Nutzung (3) und die Deponieprozesse Verbleib in Massen- und Reststoffdeponie (4) und Untertagedeponie (5) (vergl. auch Abbildung 4-26). Man kann nun jenen Anteil (η) am Gesamtstoffffluß durch das System ermitteln, der durch die AWS in einen geeigneten Zielprozeß gesteuert wird und welcher somit als umweltverträglich bezeichnet werden kann.

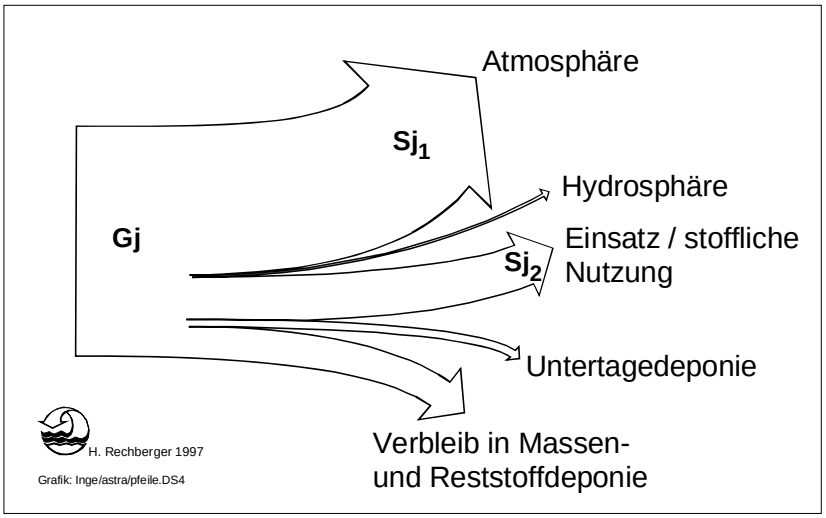


Abbildung 4-26: Beispiel für eine qualitative Bilanz eines Stoffes mit zwei geeigneten Zielprozessen (Atmosphäre und Einsatz/stoffliche Nutzung); [Fehringer et al., 1997]

Allgemein läßt sich dieser Ansatz zur Beurteilung von Stoffbilanzen wie folgt formulieren:

$$\eta_{jk} = \frac{\sum_{i} S_{ijk}}{G_j} \cdot 100$$

$$\underline{\eta}_k = \frac{\sum_{j} \eta_{jk}}{n}$$

n	Anzahl der Stoffe	j = 1,...,n
S_{ijk}	Stoffffluß des j-ten Stoffes in den i-ten geeigneten Zielprozeß im k-ten	
G_j	Gesamtstoffffluß des j-ten Stoffes	

Tabelle 4-19: Beurteilungstabelle für die Zielprozesse der in ASTRA untersuchten Schwermetalle; [Fehringer et al., 1997]

	Einsatz/ stoffliche Nutzung	Atmosphäre	Hydrosphäre	Untertage–deponie	Verbleib in Massenabfall- und Reststoffdeponie
Cd	☞	–	–	+	–
Hg	☞	–	–	+	–
Pb	☞	–	–	+	–
Zn	☞	–	–	+	–

\+ geeigneter Zielprozeß
– nicht geeigneter Zielprozeß
☞ bedingt geeigneter Zielprozeß, wird bei der Berechnung von η_j als nicht geeignet gewertet

Welche Zielprozesse für einen Stoff als geeignet gewertet werden, und welcher Stoffffluß damit als umweltverträglich festgelegt ist, wird in einer Beurteilungstabelle (Tabelle 4-19) bestimmt. Diese ist hier nur für die in ASTRA untersuchten Schwermetalle wiedergegeben.

Aus dieser Beurteilungstabelle werden die Schwächen der Methode (η) leicht ersichtlich: (1) Geringe Emissionen in die Umweltkompartimente, wie auch geogene Stoffkonzentrationen im Deponiegut stellen eigentlich kein Problem dar. Diese Anteile sind jedoch in η_J nicht berücksichtigt. Da sie aber klein sind, ist der begangene Fehler unbedeutend. (2) Die Konzentration der Metalle als Qualitätsmerkmal eines Gutes wird nicht berücksichtigt, es gibt nur den "guten", umweltverträglichen und den "schlechten", nicht umweltverträglichen Stoffffluß. (3) Stoffflüsse werden nicht in Abhängigkeit vom Zielprozeß, in den sie gelangen, gewichtet und damit gleich gewertet. (4) Die Metalle werden untereinander nicht gewichtet, $\underline{\eta}$ ist ein arithmetisches Mittel.

Es gibt in ASTRA somit zwei Methoden, die einzelne Stoffflüsse bzw. Stoffbilanzen bewerten: Das kritische Luftvolumen und der mittlere Prozentsatz ($\underline{\eta}$) an umweltverträglich gesteuerten Stoffflüssen. Die Resultate dieser Methoden werden im weiteren mit jenen aus dem Gesamtmodell von MASTER verglichen.

In den folgenden Abbildungen sind die prozentuellen Veränderungen der Szenarien 1b - 5 gegenüber dem Ist-Zustand (Szenario 1) so dargestellt, daß Balken nach oben positive und Balken nach unten negative Veränderung bedeuten. Die Methoden wurden angewendet auf die Stoffe Cd, Hg, Pb und Zn. Die Rohdaten finden sich im Anhang 8.11.

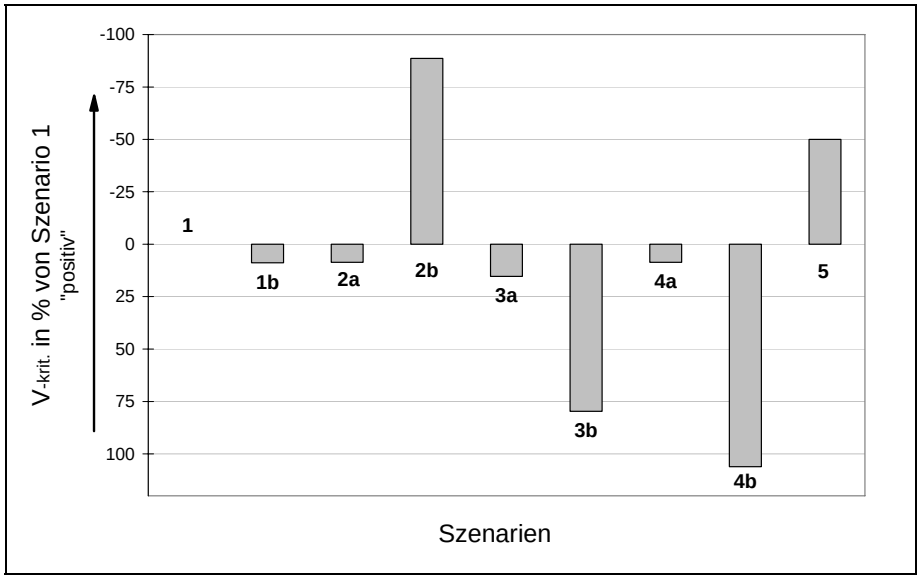


Abbildung 4-27: Kritisches Luftvolumen in Veränderung gegenüber Szenario 1 für die Stoffe Cd, Hg, Pb und Zn

Aus der Sicht der Luftreinhaltung (Abbildung 4-27) ist klar, daß die Szenarien 3b und 4b (Verbrennung ohne MVA-Standard) eine drastische Verschlechterung bedeuten würden. Das optimierte Szenario 5 liegt in etwa zwischen dem Bestszenario (2b) und dem Ist-Zustand und würde eine Verringerung der Luftbelastung durch Metalle um ca. 50% bringen. Für eine detaillierte Diskussion der Szenarien siehe [Fehringer et al., 1997].

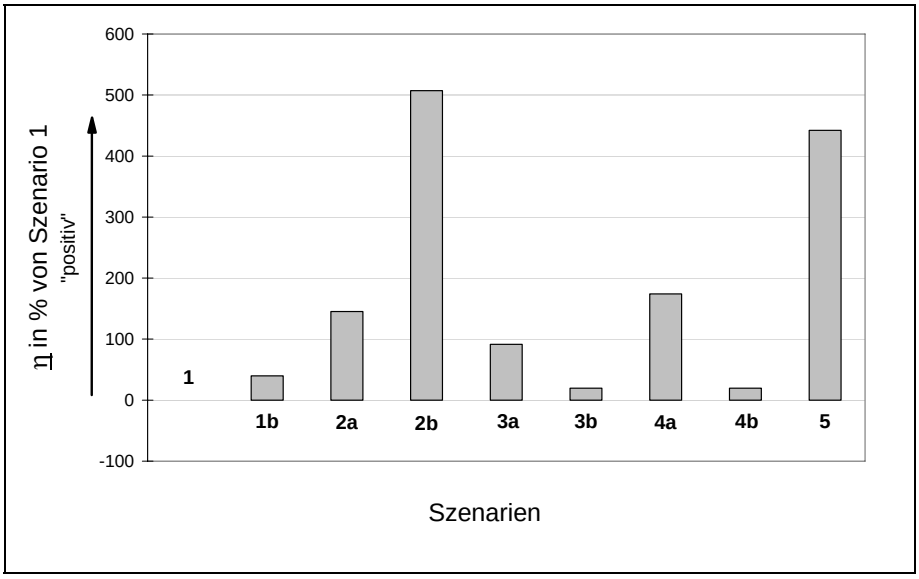


Abbildung 4-28: Mittlerer Prozentsatz ($\underline{\eta}$) an umweltverträglich gesteuerten Stoffflüssen in Veränderung gegenüber Szenario 1 für die Stoffe Cd, Hg, Pb und Zn

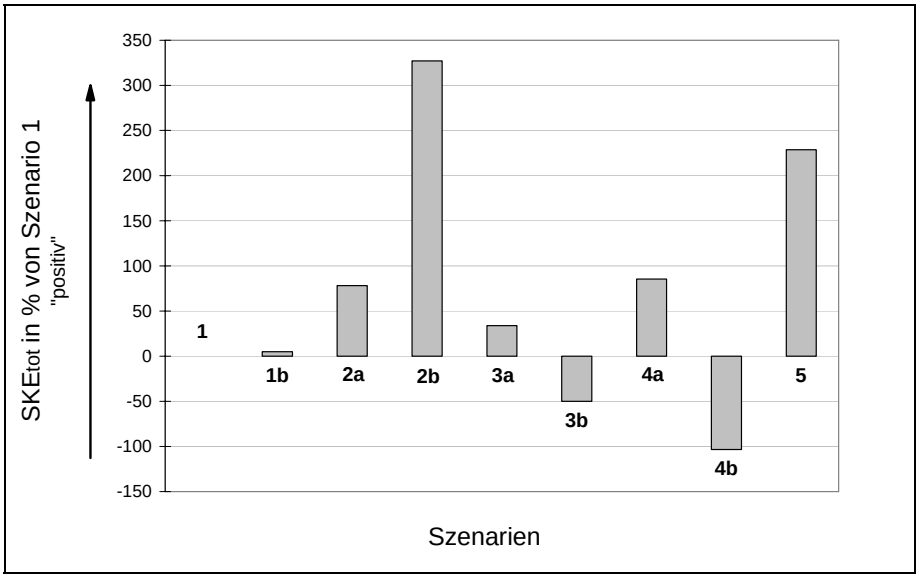


Abbildung 4-29: SKE_{tot} in Veränderung gegenüber Szenario 1 für die Stoffe Cd, Hg, Pb und Zn

Sämtliche Szenarien bringen bezüglich des Kriteriums η-Methode (Abbildung 4-28) eine Verbesserung gegenüber dem Ist-Zustand. Obwohl in den Szenarien 3b und 4b die Luftbelastung gegenüber dem Ist-Zustand verdoppelt wird (vergl. Abbildung 4-27), wird $\underline{\eta}$ sogar geringfügig besser. Dies ist z. T. auf oben genannte Schwächen der Methode zurückzuführen, denn: Es kommt in diesen Szenarien infolge der gestiegenen thermischen Nutzung des Restmülls zwar zu einer besseren Stoffverteilung auf die Deponiegüter, die vergrößerte Stofffracht in die Atmosphäre wird jedoch nicht zielprozeßspezifisch gewichtet und damit unterbewertet.

Die SKE_{tot} der Szenarien (Abbildung 4-29) zeigen dagegen folgendes Bild: Aufgrund der höheren Emissionen bedeuten die Szenarien 3b und 4b anders als beim Kriterium η-Methode eine Verschlechterung gegenüber dem Ist-Zustand. Aus dem Unterschied zwischen den Szenarien 1b und 2a (diese beiden Szenarien haben praktisch identische kritische Luftvolumina jedoch unterschiedlich konzentrierte Reststoffe der Restmüllbehandlung) läßt sich jedoch bereits ablesen, daß nicht nur die Emissionen in die Luft für die gesamte Stoffsteuerung der Abfallwirtschaft in den Szenarien eine Rolle spielen, sondern auch die Verteilung der Metalle auf die Deponiegüter ausschlaggebend ist.

Der Vergleich der Ergebnisse der drei Kriterien zeigt, daß diese zu einer ähnlichen Reihung der Szenarien führen. MASTER kann als Synthese der anderen beiden Kriterien angesehen werden, da Ansätze beider Kriterien in MASTER enthalten sind. MASTER hat jedoch den Vorteil, daß es zusätzlich die Stoffkonzentrationen in den Reststoffen (Recyclingprodukte und Deponiegüter) berücksichtigt und die Ergebnisse dreier Kriterien, denn strenggenommen müßte man die Methode der kritischen Volumina auch auf das Abwasser anwenden, auf einen Beurteilungswert aggregiert. Die Interpretation verschiedener Entwicklungen (Szenarien) wird damit wesentlich erleichtert.

Die Bewertung der Szenarien der Bewirtschaftung brennbarer Abfälle in Österreich nach der Entropie-Methode unterstützt die in ASTRA getroffenen Aussagen und Resultate (Szenario 5) und hat eine weitere Schlußfolgerung zur Folge: Neben der Vermeidung von Emissionen in Atmosphäre und Hydrosphäre müssen in Zukunft diejenigen Verfahren eingesetzt werden, die eine gezielte Steuerung von Metallen in die festen Produkte und Deponiegüter erlauben.

Ausblick zum Einsatz von MASTER für regionale Stoffbilanzen

In der Regel bestehen regionale Stoffbilanzen auf einer akzeptablen Aggregationsebene zumindest aus 6 bis 8 anthropogenen Prozessen und den drei Umweltkompartimenten (vergl. Abbildung 1-2 und Abbildung 4-25), die Güterflüsse können 20 und mehr sein, d.h. die Systeme werden kompliziert und Veränderungen können nicht mehr einfach interpretiert werden. Sollte der Schritt von einmalig durchgeführten Stoffbilanzen hin zu einer regionalen bzw. nationalen Stoffbuchhaltung, wie im [BAWP, 1995], [NUP, 1995] vorgeschlagen bzw. in [Daxbeck et al., 1997] skizziert, vollzogen werden, könnte MASTER in die dann erforderliche Software implementiert werden und zur Evaluation und zum besseren Verständnis des Systems beitragen.

4.4 Folgerungen zur Bewirtschaftung von Abfällen aus den Privaten Haushaltungen

In Kapitel 3.4.2 wurde gezeigt, daß der Entropie-Begriff in der Abfallwirtschaft bisher hauptsächlich mit der Vermischung und Separaten Sammlung von Abfallfraktion *qualitativ* in Zusammenhang gebracht wurde. Es stellt sich daher die Frage, wie groß der Beitrag der Separaten Sammlung von Altstoffen zur Minimierung des Entropieanstieges *quantitativ* ist.

In Tabelle 4-20 sind die wichtigsten Eckdaten zur Separaten Sammlung von Abfällen für das Jahr 1993 aufgelistet. In [Morf & Brunner, 1998] findet sich eine Literaturstudie über direkte Müllbeprobung, deren Ergebnisse gut mit jenen aus indirekten Müllanalysen übereinstimmen. Diese Restmüllmatrix (Anhang 8.12) wurde für die weiteren Berechnung verwendet.

Tabelle 4-20: Abfallfraktionen im Restmüll, Aufkommen an Abfallfraktionen über den Restmüll und über die Separate Sammlung ausgewählter Altstoffe 1993; [(a)][Morf & Brunner, 1998]; [(b)][Domenig, 1998]; Werte bez. auf Feuchtsubstanz und gerundet

Abfallfraktionen	Massenanteil [(a)] [g/kg RM]	Aufkommen im Restmüll 1993 [t/a]	Separate Sammlung 1993 [(b)] [t/a]	ges. Aufkommen/Abfallfraktion [t/a]
Papier, Pappe, Karton	200	300.000	350.000	650.000
Biogene Abfälle	255	380.000	180.000	560.000
Kunststoffe	93	140.000	9.300	150.000
Glas	63	94.000	170.000	260.000
Textilien	31	46.000	12.000	58.000
Metalle	44	65.000	87.000	150.000
Verbundstoffe	113	170.000		170.000
Mineralische Stoffe	100	150.000		150.000
Problemstoffe	15	22.000		22.000
Holz, Leder, Gummi, Rest	86	130.000		130.000
Summe	1000	1.500.000 [(b)]	800.000	2.300.000

Für unterschiedliche Szenarien kann nun die statistische Entropie (per Definition = SVZ) der Konzentrationsverteilungen berechnet werden. Die statistische Entropie der unvermischten Abfälle berechnet sich bspw. mit den Massenanteilen aus Tabelle 4-20 und den Stoffkonzentrationen der Fraktionen aus Anhang 8.12[44]. Für die vermischten Abfallfraktionen reduzieren sich die Inputdaten für Gleichung 10 auf $m_i = m_I = 1000$ kg/t und die mittlere Stoffkonzentration im Restmüll ($c_{ij} = c_{Ij}$) (vergl. Abbildung 4-30). Weitere notwendige Rohdaten zur Berechnung der folgenden SKE finden sich im Anhang 8.12 und 8.14.

[44] Mangels Stoffkonzentrationen für die Abfallfraktion Problemstoffe wurde diese nicht berücksichtigt.

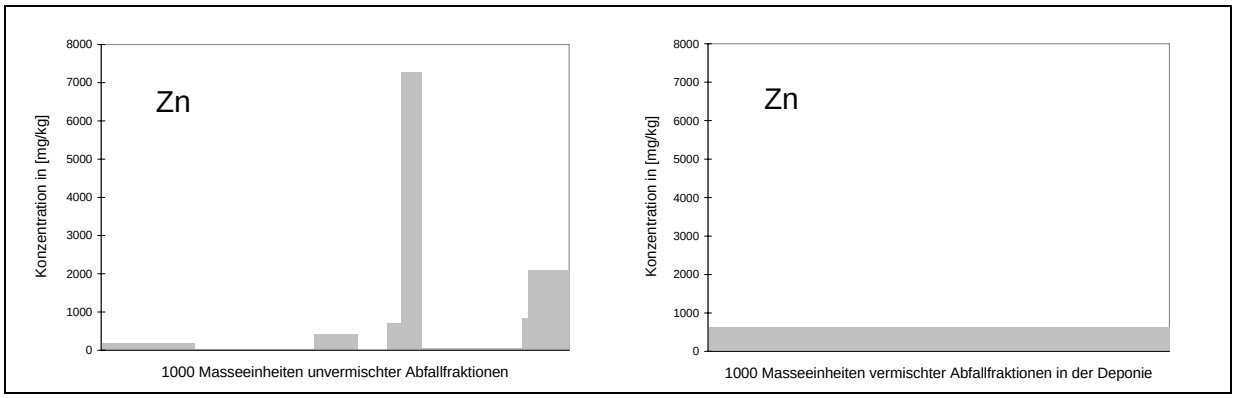


Abbildung 4-30: Konzentrationsverteilung für Zn in den unvermischten Abfallfraktionen und nach der Vermischung als Restmüll

Die Vermischung der Abfallfraktionen bei der Sammlung drückt sich in einer Erhöhung der Entropie aus (Mischentropie). Dies kann man sich folgendermaßen vorstellen: Während man bei den einzelnen Abfallfraktionen noch weiß, wo sich bspw. das Zn befindet (Metallfraktion), hat man diese Information in der Deponie praktisch verloren, indem die Metalle irgendwo im Deponiekörper "verstreut" sind. Die grauen Flächen in Abbildung 4-30 sind gleich groß, sie entsprechen dem Zinkfluß pro funktioneller Einheit (z.B. 1 Tonne Abfall).

In Abbildung 4-31 sind die SKE in Relation zum unvermischten Zustand der Abfallfraktionen für folgende Szenarien angegeben:

(1) Vermischung der Abfallfraktion (z.B. unbehandelte Deponierung);
(2) Separate Sammlung von Altstoffen gem. Tabelle 4-20 und direkte Deponierung des Restmülls;
(3) Separate Sammlung von Altstoffen gem. Tabelle 4-20 und Behandlung des Restmülls in einer Müllverbrennungsanlage;
(4) Verzicht auf die Separate Sammlung und Behandlung aller Abfälle in einer Müllverbrennungsanlage;
(5) Wie (3), jedoch Vorbehandlung des Restmülls in einer Mechanisch-biologischen Anlage und Entsorgung der Leichtfraktion in einer industriellen Verbrennungsanlage (IVA) mit weitergehender Rauchgasreinigung.

Die relative Entropie ist auf die vollständige Verdünnung der Stoffe in der Atmosphäre bezogen. Sickerwasserbildung in der Deponie wurde nicht berücksichtigt, die Emissionen der Müllverbrennung und der industriellen Verbrennung wurden dagegen mit einbezogen. Für die Massen an Restmüll und separat gesammelten Abfällen wurden die Zahlen aus dem Jahr 1993 verwendet. Der Einfluß der Problemstoffsammlung wird durch oben definierte Szenarien nicht berücksichtigt.

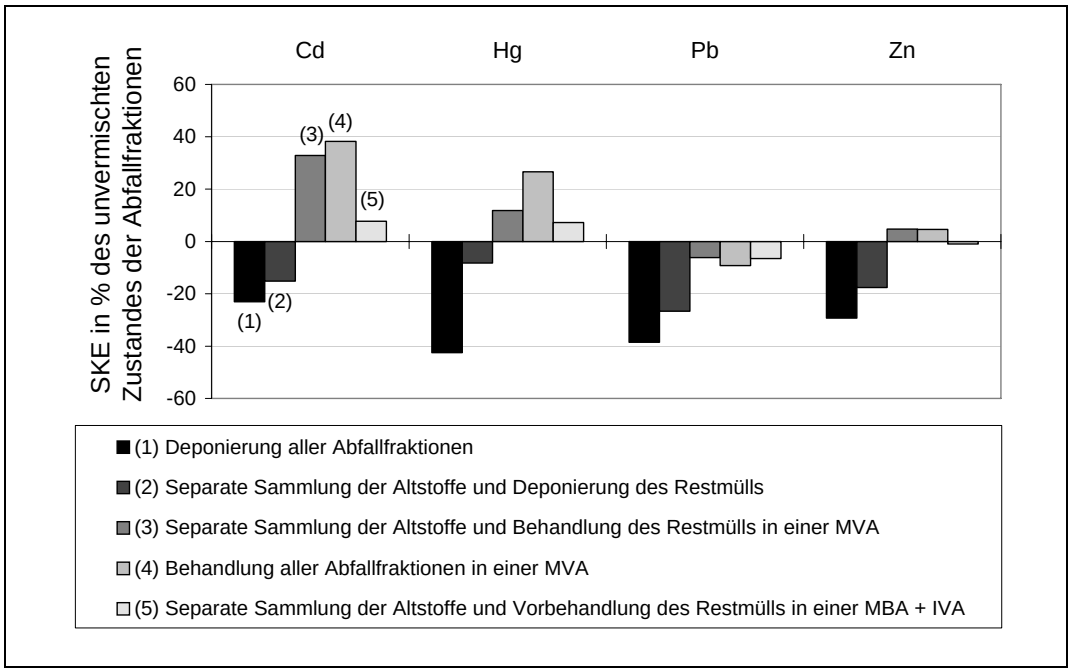


Abbildung 4-31: Stoffkonzentrierungseffizienz verschiedener Szenarien für ausgewählte Stoffe bezogen auf den unvermischten Zustand der Abfallfraktionen

Die SKE kann durch die Separate Sammlung von Altstoffen erhöht werden (1 → 2), vor allem für Hg ist dieser Beitrag sehr hoch. Das bedeutet, daß durch die Separate Sammlung sehr gezielt Abfallfraktionen mit geringen bzw. hohen Hg-Konzentrationen erzeugt werden. Dieser Erfolg wird jedoch durch die geringere Trennschärfe bei den anderen Metallen geschmälert. Prinzipiell ist die SKE durch die Müllverbrennungsanlage bemerkenswert. Gegenüber der direkten Deponierung (1 → 3 bzw. 4) erreicht man Verbesserungen zwischen 30 und 70%. Das Szenario mit der Verfahrenskombination MBA und IVA liegt für Cd und Hg um einiges schlechter, für Pb und Zn dagegen vergleichbar mit dem Szenario MVA. Zu beachten ist, daß die chemisch erreichbare SKE (Thermische Behandlung) effizienter als die mechanisch erreichbare (trennen bzw. separat sammeln) ist. In Abbildung 4-32 sind zusätzlich die SKE_{tot} für die Metalle Cd, Hg, Pb und Zn der Szenarien im Vergleich zum unvermischten Zustand der Abfallfraktionen dargestellt.

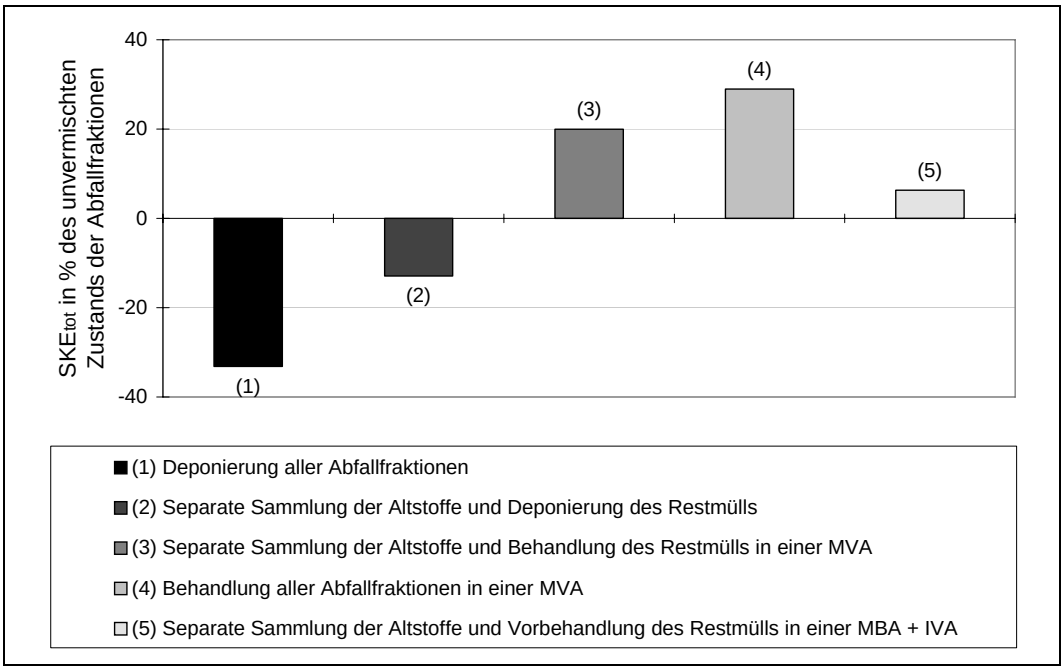


Abbildung 4-32: SKE_{tot} verschiedener Szenarien für die Stoffe Cd, Hg, Pb und Zn bezogen auf den unvermischten Zustand der Abfallfraktionen

In Abbildung 4-33 wird analog zur Abbildung 4-31 die erzielte SKE infolge der Separaten Sammlung von Altstoffen (entspricht dem Szenario Separate Sammlung der Altstoffe und Deponierung des Restmülls in Abbildung 4-31) gegenüber dem unvermischten Zustand der Abfallfraktion für die Jahre 1993 -1996 angegeben. In diesem Zeitraum stieg die Sammlung von Altstoffen um fast 40%. Die Mengen wurden dem österreichischen Bundes-Abfallwirtschaftsplan (BAWP) entnommen. Laut einer Prognose des BAWP könnten durch gesteigerte Separate Sammlung gegenüber 1996 weitere 200.000 t/a an Altstoffen und 240.000 t/a an biogenen Abfällen aus dem Restmüll abgetrennt werden. Das würde eine Steigerung der gesammelten Altstoffmengen gegenüber 1993 von 100% bedeuten. Diese Prognose wurde unter der Annahme, daß gleiche Mengen an Abfallfraktionen wie 1996 anfallen, ebenfalls berechnet (vergl. Abbildung 4-34). Die Werte für 1993 in Abbildung 4-33 entsprechen den Werten der Linie (2) in Abbildung 4-31.

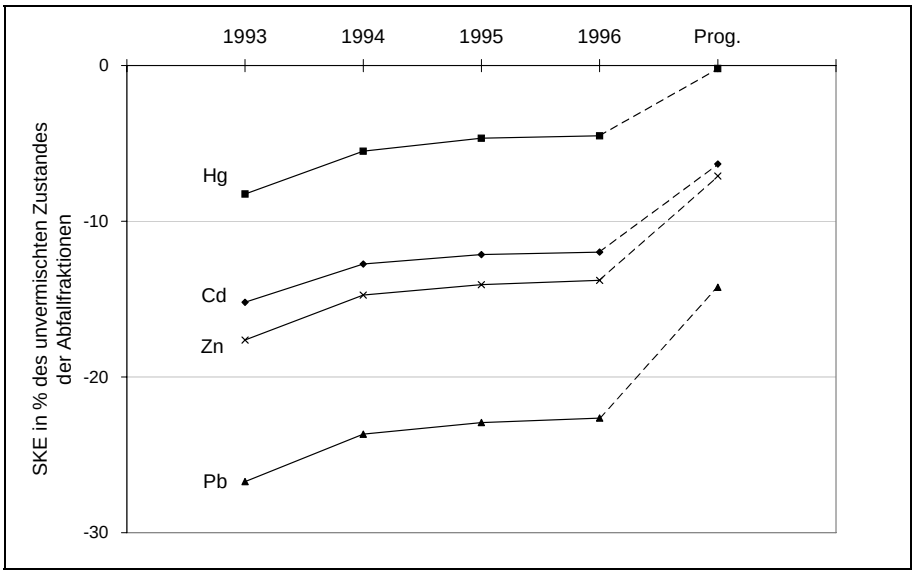


Abbildung 4-33: Erzielte SKE durch Separate Sammlung bezogen auf den unvermischten Zustand der Abfallfraktionen

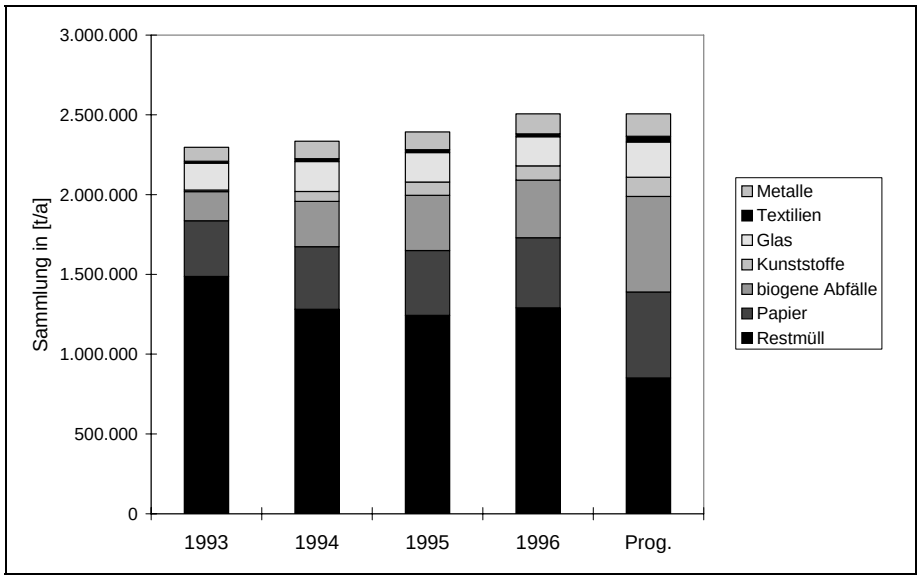


Abbildung 4-34: Entwicklung der Sammelmengen; [Domenig, 1998]

Wie aus Abbildung 4-31 und Abbildung 4-33 ersichtlich ist, bleibt der Beitrag der Separaten Sammlung von Altstoffen zu einer verbesserten Stoffsteuerung noch relativ klein. Dies stellt die Sinnhaftigkeit der Sammlung a priori zwar nicht in Frage, es wird aber ersichtlich, daß sie selbst bei größtmöglicher Anwendung effiziente Behandlungstechnologien der Restmüllfraktion nicht ersetzen kann. Um optimale Recyclingquoten ermitteln zu können, müßte das Bewertungsverfahren auch auf Recycling- und Produktionsprozesse angewandt werden.

5 Zusammenfassung und Schlußfolgerungen

Einleitung, Motivation und Zielsetzung

Um die Ziele der Abfallwirtschaft -"langfristiger Schutz von Mensch und Umwelt" und "Ressourcenschonung"- bestmöglich umsetzen zu können, müssen die effizientesten abfallwirtschaftlichen Verfahren und Verfahrenskombinationen eingesetzt werden. Derzeit werden verschiedenste Szenarien für die Bewirtschaftung von Abfällen diskutiert. Diese reichen von einer Erhöhung der Recyclingraten bis zu den konzeptionell verschiedensten Behandlungsmethoden. Der Bogen spannt sich dabei von der Forcierung der Separaten Sammlung über die mechanisch-biologische Vorbehandlung weiter zur klassischen bzw. weiterentwickelten Müllverbrennung bis hin zum Einsatz von Abfällen in industriellen Feuerungen und Produktionsprozessen. Es stellt sich die Frage, mit welchen dieser oder zukünftig anderer Verfahren und Szenarien obige Ziele am besten erfüllt werden können.

Es besteht somit ein großer Bedarf an Bewertungsmethoden zur Auswahl geeigneter Abfallbehandlungsprozesse. Als Auswahlkriterien wurden bisher herangezogen: Energieausbeute; Volumenreduktion; Flächenbedarf; Wirtschaftlichkeit; Recyclingraten; Arbeitshygiene; flüssige und gasförmige Emissionen; direkt und indirekt substituierte Emissionen; Auslaugtests und Sickerwasserkonzentrationen; Qualität, Menge und Einsatz- bzw. Absatzmöglichkeiten der Reststoffe, seltener deren stoffliche Zusammensetzung. In der vorliegenden Arbeit wird der derzeit bestehende Satz an Bewertungsmethoden um eine weitere ergänzt. Diese neue Methode berücksichtigt ein Auswahlkriterium, das sich zwingend aus den Zielen der Abfallwirtschaft ergibt und bisher vernachlässigt wurde.

Es zeigt sich nämlich, daß der Aspekt der *Stoffsteuerung*, definiert als die gezielte Steuerung der Abfallinhaltsstoffe in die Outputgüter eines Prozesses, bei der Auswahl von Verfahren eine noch untergeordnete Rolle spielt. Die Ziele der Abfallwirtschaft sind jedoch hauptsächlich stofflich orientiert: Sowohl das Gefährdungspotential wie auch das Ressourcenpotential entsteht vorwiegend durch Stoffe (z.B. org. Verbindungen im Deponiesickerwasser, Hg im Abgas, C als Energieträger, Fe in Form von Schrott, Schlacke als Baustoff). Stoffbilanzen, wie sie mit Hilfe der Methode der Stoffflußanalyse durchgeführt werden, bilden die Grundlage, um die Auswahl von Abfallbehandlungsprozessen in puncto Stoffsteuerung und Zielerfüllung der Abfallwirtschaft zu treffen. Stoffbilanzen erlauben es, im untersuchten System (1) die wichtigen Flüsse zu identifizieren und (2) Veränderungen im Bestand zu beobachten und vorherzusagen. Bewertet werden anthropogene Flüsse und Lager anhand von Grenzwerten oder durch den Vergleich mit den korrespondierenden geogenen Flüssen und Lagern (Anthropogene - geogene Referenzmethode).

Da die zu bewertenden Prozesse und Systeme rasch komplizierte Formen annehmen können, ist es unumgänglich, Ergebnisse zusammenzufassen, um schlußendlich zu einem oder wenigen Bewertungswerten zu kommen. Erst dadurch wird es ermöglicht, unterschiedliche Maßnahmen zur Stoffsteuerung von Systemen inkl. deren zeitliche Entwicklung (Zeitreihen) zu vergleichen.

Bewertungsmethoden, die eine Aggregation mehrerer Stoffflüsse ermöglichen, gibt es bisher für gasförmige und flüssige Emissionen, jedoch nicht gesamthaft für alle Stoffflüsse durch ein System. Aus folgenden Gründen ist dies für eine umfassende Bewertung der Stoffsteuerung eines Abfallwirtschaftsprozesses nicht ausreichend: Man darf davon ausgehen, daß sämtliche modernen Abfallbehandlungsanlagen strenge Grenzwerte für gasförmige und flüssige Emissionen sicher unterschreiten und diese daher minimal sind. Abgesehen vom Input sind Emissionen vor allem ein Ergebnis der eingesetzten Filter- und Reinigungstechnologie und daher nur mehr bedingt vom eingesetzten Verfahren abhängig. Die relevanten Unterschiede werden folglich in den *Reststoffen* auftreten, die sehr unterschiedlich zusammengesetzt sein können (Schlacke, Aschen, Rotteendprodukt, etc.). Bewertungsmethoden, die sich ausschließlich auf die gasförmigen und flüssigen Emissionen von Prozessen konzentrieren, erfassen unter Umständen weniger als 0,1% des gesamten Stoffflusses, was die Gefahr einer einseitigen Betrachtung in sich birgt. Es ist daher das Hauptziel dieser Arbeit, eine Methode zu entwickeln, welche die gesamthafte und eindeutige Bewertung von Stoffbilanzen und nicht nur einzelner Stoffflüsse ermöglicht.

Methode und Resultate

Die Ziele der europäischen Abfallwirtschaft und hier im speziellen der österreichischen, deutschen und schweizerischen Abfallwirtschaft können unter dem Schutzziel für Mensch und Umwelt sowie dem Ziel der Ressourcenschonung zusammengefaßt werden. Eine sehr konkrete Darstellung dieser Ziele findet sich z.B. im Österreichischen Abfallwirtschaftsgesetz (AWG) :

1. Schutz von Mensch und Umwelt
2. Schonung von Ressourcen und Energie
3. Schonung von Deponieraum
4. Nachsorgefreie Deponie (Vorsorgeprinzip)

Aus diesen allgemein formulierten Zielen lassen sich konkrete Anforderungen an die Steuerung relevanter Stoffe durch einen abfallwirtschaftlichen Prozeß herleiten. Eine Auswahl qualitativer Definitionen für die Relevanz der Stoffe in der Abfallwirtschaft sind folgende: (1) Jene Stoffe, die im Abfall signifikant (Faktor 10) höhere Konzentrationen als in der durchschnittlichen Erdkruste aufweisen (*Schadstoff- und Ressourcenpotential*). (2) Stoffe, die innerhalb der gesamten Volkswirtschaft zu einem signifikanten Anteil (> 10%) den Weg über die Abfallwirtschaft gehen (*Relevanz der Abfallwirtschaft*) und (3) Stoffe, die in der einschlägigen Gesetzgebung aufscheinen (*Schadstoffpotential*). Diese Kriterien gelten in der Regel für die Stoffe C, Cl, S, Pb, Zn, Cd und Hg, welche im weiteren als abfall(wirtschafts)relevant bezeichnet werden. Natürlich können für einzelne Abfälle auch andere Stoffe von Bedeutung sein.

Um den *Schutz von Mensch und Umwelt* sicherstellen zu können, dürfen Emissionen Atmosphäre und Hydrosphäre nur gering belasten. Anorganische Schadstoffe müssen daher in die festen Reststoffe eines Prozesses transferiert werden. Diese Reststoffe können entweder deponiert oder als Ressource verwendet werden. Um Reststoffe gesichert *nachsorgefrei abla-*

gern zu können, müssen sie erdkrustenähnliche Zusammensetzung aufweisen, oder immobilisiert sowie hoch konzentriert - und damit von möglichst geringer Masse - in speziell überwachten und ausgestatteten Untertagedeponien eingebracht werden. Um Reststoffe als *Ressource* einsetzen zu können, müssen sie wiederum entweder entfrachtet (z.B. Einsatz als Baustoff) oder hoch konzentriert sein (z.B. Einsatz in der Metallurgie). *Der optimale abfallwirtschaftliche Prozeß produziert demnach einen oder mehrere entfrachtete Reststoffe und einen oder mehrere stoffspezifisch konzentrierte Reststoffe* indem ein (Schad)stoff zu einem hohen Prozentsatz in einen Reststoff mit geringer Masse transferiert und damit aufkonzentriert wird. Das Ausmaß dieser Konzentrierung eines Stoffes wird als **Stoffkonzentrierungseffizienz** (**SKE**) eines Prozesses definiert. Dieser Ansatz gilt für die anorganischen Schadstoffe und damit uneingeschränkt für Metalle. Die Untersuchungen dieser Arbeit beziehen sich daher nur auf diese zu konzentrierenden Stoffe und damit hauptsächlich auf Metalle. In Tabelle 3-2 sind die Ziele für diese Stoffe aufgelistet.

Tabelle 5-1: Ziele für die Steuerung von zu konzentrierenden Stoffen in einem abfalltechnischen Verfahren

Outputgüter eines abfalltechnischen Verfahrens	Ziele für die Höhe der Stoffkonzentration im Outputgut		Stoffkonzentration im Outputgut sollte sein wie in/im:
Abluft/-gas		gering	≈ Luft
Abwasser		gering	≈ Vorfluter
Reststoffe	entweder	gering	≲ ∅ Erdkruste
	oder	hoch	≳ ∅ Erz/Rohstoff

Aus Tabelle 5-1 wird ersichtlich, daß man es bei der Bewertung von abfallwirtschaftlichen Verfahren nach den stofflichen Zielen der Abfallwirtschaft mit der Beurteilung von *Stoffkonzentrationen* in den Outputgütern zu tun hat. Zusätzlich muß die *Masseverteilung* auf diese Outputgüter berücksichtigt werden. Man benötigt demnach einen Ansatz, mit dem man die Streuung derartiger *Konzentrations-Masseverteilungen* messen kann. Dazu wird eine Funktion aus der Informationstheorie und Statistik verwendet. Diese Funktion, die nach dem Begründer der Informationstheorie auch als Shannon-Entropie bezeichnet wird, hat ihren formalen Ursprung in L. Boltzmanns statistischer Beschreibung der Entropie.

Die Shannon-Entropie ist eine Funktion von Wahrscheinlichkeiten für das Eintreffen bestimmter Ereignissen. Indem die Analogie zwischen Wahrscheinlichkeit und Stoffkonzentration ausgenützt und die Entropie-Funktion geeignet umgeformt wird, erhält man eine Funktion, welche der Konzentrations-Masseverteilung einer Anzahl von Gütern eine Maßzahl (die relative statistische Entropie) zuordnet. Wendet man die Funktion auf die Input- und Outputgüter eines Prozesses an, so kann man die Stoffkonzentrierungseffizienz eines Prozesses als bezogene Differenz dieser Maßzahlen (sie werden als Stoffverdünnungszahlen SVZ bezeichnet) quantifizieren. Dieser Vorgang ist in Abbildung 5-1 exemplarisch für die festen In- und Outputgüter einer MVA dargestellt.

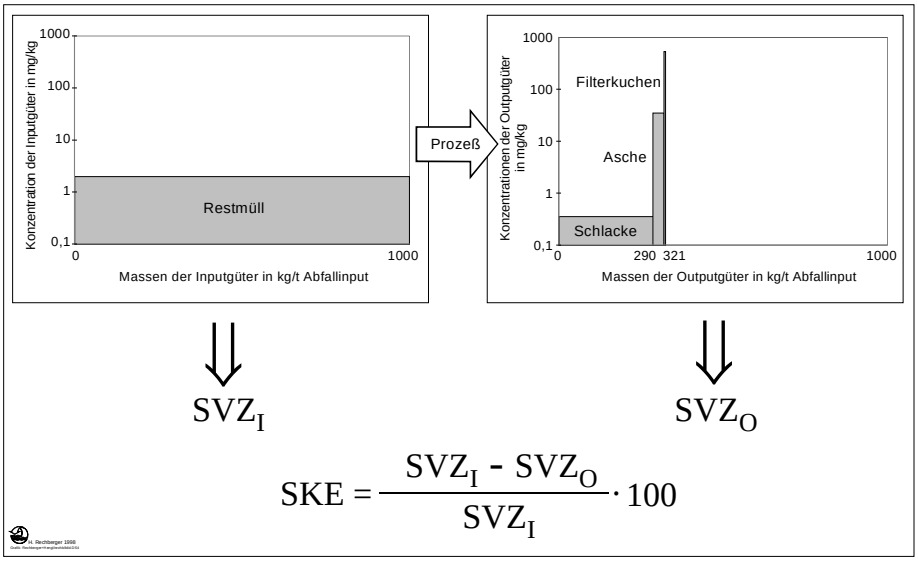


Abbildung 5-1: Transformation der Hg-Konzentrations-Masseverteilung der Inputgüter (I) in die Hg-Konzentrations-Masseverteilung der Outputgüter (O) durch einen Prozeß. Die Konzentrations-Masseverteilungen werden durch je eine Stoffverdünnungszahl (SVZ) quantifiziert. Die Stoffkonzentrierungseffizienz (SKE) ist die bezogene Differenz zwischen den Stoffverdünnungszahlen der In- und Outputgüter des Prozesses.

Bei modernen Abfallbehandlungsanlagen, welche die heutigen Grenzwerte um ein bis zwei Größenordnungen unterschreiten, haben die gasförmigen und flüssigen Emissionen keinen Einfluß auf die SKE. Es genügt dann, nur die Konzentrations-Masseverteilung der festen Outputgüter zu berücksichtigen (Reststoffmodell). Im Gesamtmodell werden alle Outputgüter (Emissionen und Reststoffe) berücksichtigt.

Die SVZ und SKE sind stoffspezifische Werte und basieren auf der jeweiligen Stoffbilanz. Um Prozesse bzw. Systeme miteinander vergleichen zu können, ist es notwendig die SKE_j (j = 1...n) von n Stoffen zu gewichten und zu einem Bewertungswert (SKE_{tot}) zu aggregieren. Die Gewichtung erfolgt prinzipiell, indem der Bezug zu geogenen Referenzmedien hergestellt wird, jedoch für Emissionen und Reststoffe unterschiedlich.

Die Emissionen eines Prozesses werden in Atmosphäre und Hydrosphäre verdünnt. Die unterschiedlichen Hintergrundkonzentrationen der Stoffe in diesen Umweltkompartimenten ergeben somit die Gewichte, die es erlauben, gleichartige (nur gasförmige oder nur flüssige), aber auch unterschiedliche (gasförmige und flüssige) Emissionen gegeneinander abzuwägen. Für die Reststoffe eines Prozesses werden ebenfalls geogene Güter als Referenz herangezogen. Um den Zielen "Schutz von Mensch und Umwelt" und "Ressourcenschonung" zu genügen, sollen diese entweder erdkrusten- oder erzähnliche Zusammensetzung aufweisen (vergl. Tabelle 5-1). Die Gewichte für die Reststoffe werden gebildet, indem ein Maß für die fiktive natürlich vorkommende Konzentrations-(Masse)verteilung, bestehend aus einer Masseneinheit Erdkruste und einer Masseneinheit Erz, berechnet wird. Für Hg ist das Verhältnis zwischen durchschnittlicher Erdkruste- und Erzkonzentration für die untersuchten Stoffe am ex-

tremsten, daher wurde das Gewicht für Hg auf 1 normiert. Für die anderen Metalle ist das Verhältnis kleiner und die Gewichte daher <1. Anders ausgedrückt ist die Stoffverteilung auf die Reststoffe für Quecksilber unter den abfallrelevanten Metalle am wichtigsten, gefolgt von Cd, Pb, Cr und Zn.

Zusätzlich zu den so ermittelten Gewichten könnten weitere bzw. andere Gewichte herangezogen werden, die Aspekte wie die Knappheit der Ressourcen oder das human- bzw. ökotoxikologische Potential der Stoffe berücksichtigen. Es können bspw. anstatt der Erzkonzentrationen Mindestkonzentrationen für einen ökonomischen Abbau (Ressourcenaspekt) und anstatt durchschnittlicher Erdkruste-Konzentrationen Grenzwerte für Stoffkonzentrationen im Boden eingesetzt werden. Die (geogenen) Hintergrundkonzentrationen zur Gewichtung der Emissionen im Gesamtmodell können durch Emissions- bzw. Immissionsgrenzwerte ersetzt werden (toxikologische Aspekte). Ob unterschiedliche Ansätze zur Ermittlung der Gewichte das Endresultat relevant beeinflussen, ist von Fall zu Fall abzuklären.

Die vorgestellte Methode quantifiziert und bewertet die Konzentrations-Masseverteilung der Outputgüter bzw. die Stoffkonzentrierungseffizienz von abfallwirtschaftlichen Prozessen. Sie wurde deshalb mit dem Akronym MASTER benannt, was für *Methode zur Analyse der Stoffkonzentrierung von Entsorgungs- und Recyclingprozessen* steht. Prinzipiell kann die Methode zur Beurteilung von Stoffbilanzen anorganischer Stoffe eingesetzt werden. Es können damit nicht nur abfallwirtschaftliche Prozesse, sondern auch Produktionsprozesse untersucht werden (Chemische Industrie, Bergbau-, Raffinerie- und Veredelungsprozesse). Dies wird jedoch in der vorliegenden Arbeit nicht verifiziert.

Methodische Schlußfolgerungen

Aus den allgemein formulierten Zielen der Abfallwirtschaft kann für den Großteil der abfallrelevanten Stoffe explizit hergeleitet werden, daß diese durch Abfallbehandlungsprozesse konzentriert werden müssen, da ihre Emissionen langfristig die geogenen Lager verändern würden. Dies gilt vor allem für Metalle. Die Ziele dürfen jedoch nicht für den einzelnen Prozeß isoliert, sondern müssen für das Gesamt*system* "Abfallwirtschaft" gesehen werden. Eine hohe SKE eines Prozesses bedeutet a priori noch nicht eine optimale Lösung für das Gesamtsystem. Es sind daher auch die einem Abfallbehandlungsprozeß vor- und nachgeschalteten Prozesse (z.B. Sammel- und Recyclingprozesse, Deponie) in das System mit einzubeziehen. In dieser Arbeit wurde gezeigt, daß der MASTER-Ansatz auch auf derartige *Systeme* angewendet werden kann.

Durch die qualitative und quantitative Einführung des Begriffes der Stoffkonzentrierungseffizienz wird es möglich, für die Gruppe der zu konzentrierenden abfallrelevanten Stoffe Bilanzen und damit die Stoffsteuerung von Systemen für einzelne Stoffe zu vergleichen.

Da MASTER auf der Entropiefunktion aufbaut, kann der Effekt auf die Stoffsteuerung aufgrund der Verlagerung von Emissionen von einem Umweltkompartiment in ein anderes eindeutig dargestellt werden. Für die meisten der untersuchten Stoffe (Cl, S, Metalle) wird die

maximale Entropie (Stoffverdünnung) erreicht, wenn der Stoff vollständig in die Atmosphäre emittiert wird. Die Entropie wird minimal (maximale Stoffkonzentrierungseffizienz), wenn der Stoff in das Gut mit der geringsten Masse transferiert wird (z.B. Filterkuchen, vergl. Abbildung 5-2).

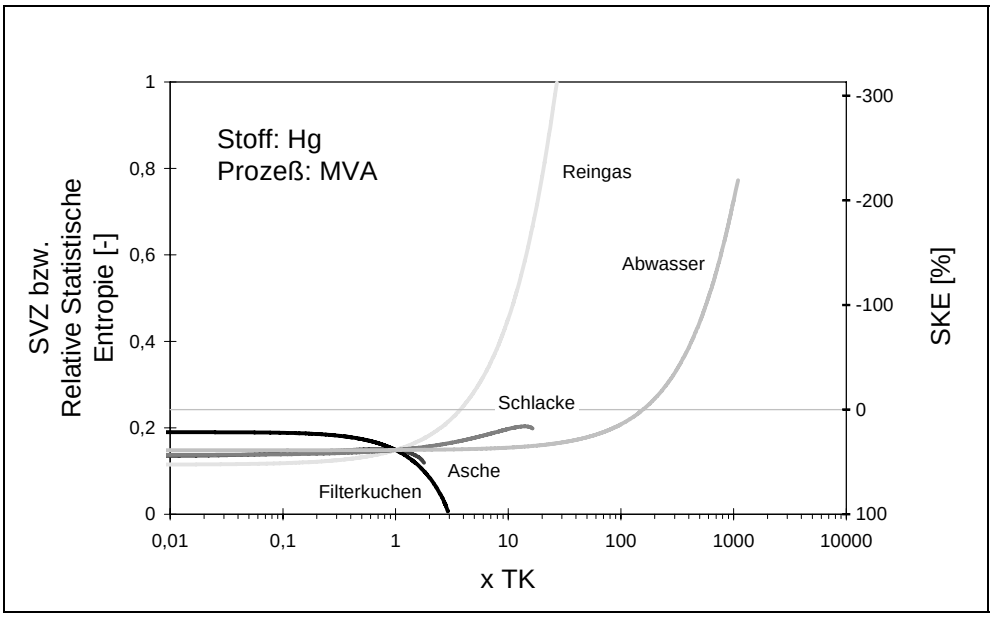


Abbildung 5-2: Stoffkonzentrierungseffizienz einer MVA für Hg als Funktion der Transferkoeffizienten. Abszisse: Vielfache der Transferkoeffizienten (TK), 1 x TK entspricht dem Ist-Zustand; Die Kurven zeigen die Veränderung der Relativen Statistischen Entropie und der Stoffkonzentrierungseffizienz SKE als Funktion der Vielfachen des jeweiligen Transferkoeffizienten unter der Annahme, daß das Verhältnis der anderen Transferkoeffizienten zueinander konstant bleibt und $\Sigma TK = 1$

Der Aspekt der *Ressourcenschonung* wird von MASTER vollständig berücksichtigt. Eine hohe SKE bedeutet immer eine hohe Wiederverfügbarkeit eines Stoffes, eine hohe SKE_{tot} bedeutet auch die Wiederverfügbarkeit der Güter (Reststoffe), vorausgesetzt, daß die Stoffauswahl vollständig getroffen wurde. Der Aspekt des *Umweltschutzes* wird in MASTER in einem konservativen Ansatz durch den Bezug auf die geogenen Stoffkonzentrationen in Referenzmedien (Luft, Wasser, Erdkruste) erfaßt. Ersetzt man diese durch Grenzwerte, kann prinzipiell auch die Toxikologie eines Stoffes in die Bewertung eingehen. Es zeigt sich, daß die für MVAen geltenden strengen Grenzwerte für Reingas- und Abwasseremissionen für die ausgewählten Stoffe mit Ausnahme für Hg-Emissionen in die Atmosphäre, wo der Grenzwert zu hoch angesetzt ist, aus Sicht dieses Kriteriums vernünftig sind. Eine Überschreitung der Grenzwerte für MVAen ist bzw. wäre bei den in dieser Arbeit untersuchten Beispielen immer mit einem relevanten Entropieanstieg verbunden.

Durch die Gewichtung der Stoffe ist es möglich, mehrere Stoffbilanzen zu einem Bewertungswert zu aggregieren (SKE_{tot}). Zur Gewichtung können entweder Grenzwerte (Emissionsgrenzwerte, Immissionsgrenzwerte, Bodengrenzwerte) die human- bzw. ökotoxikologi-

sche Aspekte berücksichtigen oder in einem konservativen Ansatz Stoffkonzentrationen geogener Referenzmedien (Luft, Wasser, durchschnittliche Erdkruste- und Erzkonzentration) herangezogen werden. Durch die Gewichtung wird der Beitrag der einzelnen Stoffbilanz zum Endergebnis (SKE_{tot}) ersichtlich. Der wesentliche Vorteil der Aggregation liegt jedoch in der dadurch erleichterten Bewertung.

Inhaltliche Schlußfolgerungen

In der vorliegenden Arbeit wurden eine Anzahl von Abfallbehandlungsverfahren untersucht. Für Müllverbrennungsanlagen ergeben sich dabei folgende Erkenntnisse: Aufgrund der heute eingesetzten hochentwickelten Filtertechnologien sind luft- und wasserseitige Emissionen für den Verfahrensvergleich nicht mehr entscheidend. Um die Stoffsteuerung weiter zu verbessern, muß die Stoffverteilung auf die Reststoffe der Verfahren bzw- Verfahrenskombinationen verbessert werden. Dies kann derzeit am effizientesten durch weiterentwickelte thermische Prozesse erreicht werden.

Die Verfahrenskombination aus mechanisch-biologischer Vorbehandlung und thermischer Verwertung der Leichtfraktion schneidet bezüglich der Stoffsteuerung der untersuchten Stoffe aufgrund der beschränkten Trennschärfe für Stoffe im mechanischen Schritt wesentlich schlechter als die klassische Müllverbrennung ab. Auch durch optimale Sortierung und bestmögliche Wirbelschicht-Technologie kann dieser Nachteil nicht aufgehoben werden. Die Stoffkonzentrierungseffizienz mechanischer Trennschritte könnte nur durch eine Veränderung der Zusammensetzung von Gebrauchs- und Verbrauchsgütern oder durch völlig neue Technologien verbessert werden, da die Trennung auf makroskopischer Ebene stattfindet.

Durch die Separate Sammlung von Abfällen (Altstoffe) wird die Stoffkonzentrierungseffizienz des Systems "Abfallwirtschaft" im Vergleich zur direkten Deponierung der Abfälle verbessert. Die Separate Sammlung kann jedoch auch bei maximierten Sammelquoten effiziente Abfallbehandlungsverfahren nicht ersetzen. Um optimale Sammelquoten für Altstoffe ermitteln zu können, müßten auch Recycling- und Produktionsprozesse in das untersuchte System aufgenommen werden.

Emissionen aus deponierten Filterrückständen und Reststoffen können langfristig die durch aufwendige Filtertechnologien erreichte Stoffkonzentrierungseffizienz wieder erheblich verschlechtern. Es sollen daher nur Reststoffe mit erdkrusteähnlicher Zusammensetzung bzw. vollständig immobilisierten Schadstoffen der Hydrosphäre ausgesetzt werden. Alle anderen Reststoffe sollten von der Hydrosphäre abgeschlossen abgelagert werden.

Der MASTER-Ansatz hilft nicht nur Stoffbilanzen zu bewerten, er ist auch ein geeignetes Instrument um komplizierte stoffliche Systeme besser zu verstehen. Der Ansatz kann sowohl bei der Analyse bereits bestehender Verfahren und Systeme, als auch bei der Gestaltung neuer Verfahren eingesetzt werden (Prozeßebene). Aber auch auf regionaler Ebene sind Maßzahlen zur Beurteilung zeitlicher Entwicklungen (Zeitreihen) der Stoffsteuerung von großem Nutzen, bspw. zur Gewährleistung einer nachhaltigen, optimalen Entwicklung.

6 Literatur

AllgAbwasserVO (1991) Allgemeine Abwasserverordnung, Bundesministerium für Umwelt, Jugend und Familie (Hrsg.), BGBl. 1991/179, Wien

Atkins, P.W., Beran, J.A. (1990) "General Chemistry", 2nd Edition, W.H. Freeman and Company, Scientific American Books, p. 31

AWG (1990) Abfallwirtschaftsgesetz, Bundesministerium für Umwelt, Jugend und Familie (Hrsg.), BGBl. 1990/325, Wien

Axthammer, W. (1993) "Thermoselect contra Schwelbrandverfahren - Ökobilanz der beiden Müllverbrennungsverfahren", Diplomarbeit, Ingenieurschule beider Basel, Muttenz, Schweiz

Ayres, R.U. (1996) "Materials and the Environment", 96/50/EPS, Centre for the Management of Environmental Resources, INSEAD, Fontainbleau, France

Ayres, R.U., Ayres, L.W., Martinás, K. (1996) "Eco-Thermodynamics: Exergy and Life Cycle Analysis", 96/19/EPS, Centre for the Management of Environmental Resources, INSEAD, Fontainbleau, France

Ayres, R.U., Martinás, K. (1994) "Waste Potential Entropy: The Ultimate Ecotoxic", 94/05/EPS, Centre for the Management of Environmental Resources, INSEAD, Fontainbleau, France

Baccini, P., Brunner, P.H. (1991) "Metabolism of the Anthroposphere", Springer, Heidelberg

Baccini, P. (Ed.) (1989) "The landfill-reactor and final storage", Lecture notes in earth sciences, 20, Springer, Berlin

Baccini, P., Brunner, P. H. (1988) "Sortierung in der Abfallwirtschaft: Wie groß ist ihr Beitrag zu einem ressourcenschonenden und umweltverträglichen Stoffhaushalt?", *Gas - Wasser - Abwasser, Vol. 68, Nr. 11, p. 617-622*

Baccini, P., Brunner, P. H. (1985) "Behandlung und Endlagerung von Reststoffen aus Kehrrichtverbrennungsanlagen", *Gas - Wasser - Abwasser, Vol. 65, Nr. 7, p. 403-409*

Baehr, H.D. (1989) "Thermodynamik", Springer, Berlin

Bauer, G. (1995) "Die Stoffflußanalyse von Prozessen der Abfallwirtschaft unter Berücksichtigung der Unsicherheit", Dissertation, Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft, Technische Universität Wien

BAWP (1998) Bundes-Abfallwirtschaftsplan, Bundesabfallbericht, Bundesministerium für Umwelt, Jugend und Familie (Hrsg.), Wien

BAWP (1995) Bundes-Abfallwirtschaftsplan, Bundesabfallbericht, Bundesministerium für Umwelt, Jugend und Familie, Sektion III (Hrsg.), Wien

Beer, B., Moench, H., Brunner, P.H. (1991) "RESUB-Regionale Stoffhaushaltsstudie Unteres Bünztal", Teilprojekt RESUB Luft, EAWAG, Projekt 300723 der Abteilung Abfallwirtschaft und Stoffhaushalt, Dübendorf

Belevi, H., Baccini, P. (1989) "Long-Term Behaviour of Municipal Solid Waste Landfills", *Waste Management & Research, Vol. 7, p. 43-56*

Belevi, H., Stämpfli, D.M., Baccini, P. (1992) "Chemical Behaviour of Municipal Solid Waste Incinerator Bottom Ash in Monofills", *Waste Management & Research, Vol. 10, p. 153-167*

Blume, J. (1996) "Die optimale Restmüllentsorgungstechnologie: biologisch und/oder thermisch?", *Müll und Abfall, Vol. 28, Nr. 3, p.157-168*

Boltzmann, L. (1923) "Vorlesungen über Gastheorie", Barth, Leipzig

Brillouin, L. (1956) "Science and information theory", Acad. Press, New York

Brillouin, L. (1951a) "Maxwell's Demon Cannot Operate: Physical Entropy and Information. I", *Journal of Apllied Physics, Vol. 22, Nr. 3, p. 334-337*

Brillouin, L. (1951b) "Physical Entropy and Information. II", *Journal of Apllied Physics, Vol. 22, Nr. 3, p. 338-343*

Brillouin, L. (1950) "Thermodynamics and Information Theory", *American Scientist, Vol. 38, p. 594-599*

Brunner, P.H., Daxbeck, H., Fehringer, R., Merl, A., Obernosterer, R. (1995) "Abfall- und Stoffwirtschaft", In: Brunner, P.H., Gutwiensky, Th., Kroiß, H., List, W., Stiegler, J., (Hrsg.) "Umwelt und Unternehmen: Erfolgreiches Umweltmanagement; Strategien, Lösungen", Signum, Wien

Brunner, P.H., Bauer, G. (1993) "Ziele der Abfallwirtschaft aus ökologischer und rohstofforientierter Sicht", Schlußbericht der wissenschaftlichen Begleitforschung zum Nationalen Umweltplan, Im Auftrag des Bundesministeriums für Umwelt, Jugend und Familie, Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft, Technische Universität Wien

Brunner, P. H., Stämpfli, D. M. (1993) "Material Balance of a Construction Waste Sorting Plant", *Waste Management & Research, Vol. 11, p. 27-48*

Brunner, P.H. (1992a) "Der regionale Stoffhaushalt - Methodik, Resultate und Folgerungen", *Österreichische Wasserwirtschaft, Vol. 44, Nr. 3/4, p. 57-66*

Brunner, P.H. (1992b) "Schadstoffströme", Hearing des Institutes für Wirtschaft und Umwelt, 1. Juni 1992, Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft, Technische Universität Wien

Brunner, P.H. (1992c) "Wo stehen wir auf dem Weg zur "Endlagerqualität"?", *Österreichische Wasserwirtschaft, Vol. 44, Nr. 9/10, p. 269-273*

Brunner, P.H., Baccini, P. (1992) "Regional Material Management and Environmental Protection", *Waste Management & Research, Vol. 10, p. 203-212*

Brunner, P.H. (1989) "Die Herstellung von umweltverträglichen Reststoffen als neues Ziel der Müllverbrennung", *Müll und Abfall, Vol. 21, Nr. 4, p. 166-180*

Brunner, P.H. (1988) "Reaktordeponie und Endlager - neue Konzepte der Abfallwirtschaft", *Schweizer Ingenieur und Architekt, Nr. 16, 14. April 1988, p. 442*

BTVO (1991) Verordnung über die Trennung von bei Bautätigkeiten anfallenden Materialien (Baurestmassen Trennverordnung), Bundesministerium für Umwelt, Jugend und Familie (Hrsg.), BGBl. 1991/259, Wien

BUS (1984) "Ökobilanzen von Packstoffen", Bundesamt für Umweltschutz - BUS (Hrsg.), Schriftenreihe Umweltschutz, BUS-24, Bern

BUWAL (1998) "Bewertung in Ökobilanzen mit der Methode der ökologischen Knappheit, Ökofaktoren 1997", Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (Hrsg.), Bern

Clausius, R. (1865) "Über verschiedene für die Anwendungen bequeme Formen der Hauptgleichungen der mechanischen Wärmetheorie", *Pogg.Ann. 125, p. 353-400*

Cornelissen, R.L. (1997) "Thermodynamics and sustainable development: The use of exergy analysis and the reduction of irreversibilty", PhD-Thesis, Faculty of Mechanical Engineering, University of Twente, The Netherlands

Daxbeck, H., Morf, L., Brunner, P.H. (1998) "Stoffflußanalyse als Grundlage für eine ressourcenorientierte Abfallwirtschaft", Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft, Technische Universität Wien

Daxbeck, H., Schönbauer, A., Brunner, P.H., Maderner, W. (1997) "Stoffbuchhaltung Österreich. Zink", Im Auftrag des Umweltbundesamtes, Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft, Technische Universität Wien

Daxbeck, H., Brunner, P.H. (1993) "Stoffflußanalysen als Grundlagen für effizienten Umweltschutz", *Österreichische Wasserwirtschaft, Vol. 45, Nr. 3/4, p. 90-96*

Depmeier, L., Weigand, P., Vetter, G. (1995) "Ökologische Bewertung des Schwel-Brenn-Verfahrens zur Restmüllverwertung", *Müll und Abfall, Vol. 27, Nr. 7, p. 480-489*

Diu, B., Guthmann, C., Lederer, D. & Roulet, B. (1994) "Grundlagen der Statistischen Physik", Walter de Gruyter, Berlin

Doedens, H. (1997) "Chancen, Möglichkeiten und Grenzen kalter und warmer Behandlung - ein Vergleich", Seminar der OÖ. Umweltakademie "Neues in der Abfallwirtschaft", Linz

Domenig, M. (1998) "Nicht gefährliche Abfälle in Österreich", Materialien zum Bundes-Abfallwirtschaftsplan 1998, Umweltbundesamt, Monographien Band 103, Klagenfurt

DVO (1996) Verordnung über die Ablagerung von Abfällen (Deponieverordnung), Bundesministerium für Umwelt, Jugend und Familie (Hrsg.), BGBl. 1996/164, Wien

EC (1994) Richtlinie 94/67/EC über die Verbrennung gefährlicher Abfälle, Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaft, Brüssel

Eddington, A.S. (1931) "Das Weltbild der Physik und ein Versuch seiner philosophischen Deutung", Vieweg, Braunschweig

EG (1998) Gemeinsamer Standpunkt (EG) Nr. 49/98 vom Rat, festgelegt am 4. Juni 1998 zum Vorschlag für eine Richtlinie über Abfalldeponien

Eichele, G. (1989) "Entropie und Abfallwirtschaft", *Müll und Abfall, Vol. 21, Nr. 6, p. 330-332*

EKA - Eidgenössische Kommission für Abfallwirtschaft (1986) "Leitbild für die Schweizerische Abfallwirtschaft", Schriftenreihe Umweltschutz Nr. 51, Bundesamt für Umweltschutz, Bern

Enzyklopädie Brockhaus (1966) Verlag Brockhaus, Wiesbaden, Deutschland

EWG (1991) Richtlinie des Rates vom 18. März 1991 zur Änderung der Richtlinie 75/442/EWG über Abfälle (91/156/EWG), Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaft, Brüssel

EWG (1975) Richtlinie des Rates vom 15, Juli 1975 über Abfälle (75/442/EWG), Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaft, Brüssel

Faber, M., Niemes, H., Stephan, G. (1983) "Entropie, Umweltschutz und Rohstoffverbrauch, Eine naturwissenschaftlich ökonomische Untersuchung", Lecture Notes in Economics and Mathematical Systems, Nr. 214, Springer, Berlin

Fast, J.D. (1968) "Entropy, The significance of the concept and its applications in science and technology", 2nd ed., The Macmillan Press Ltd., London

Faulstich, M., Söhndel, B. (1995) "Klimarelevanz der Restmüllverbrennung", *Energieanwendung, Vol. 44, Nr. 4. p. 12-17*

Fehringer, R., Brunner, P.H. (1997) "Kunststoffflüsse und Möglichkeiten der Kunststoffverwertung in Österreich", Bundesministerium für Umwelt, Jugend und Familie, Monographien Band 80, Wien

Fehringer, R., Rechberger, H., Pesonen, H.-L., Brunner, P.H. (1997) "Auswirkungen unterschiedlicher Szenarien der thermischen Verwertung von Abfällen in Österreich - ASTRA", Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft, Technische Universität Wien

Finnveden, G., Östlund, P. (1997) "Exergies of Natural Resources in Life-Cycle Assessment and other Applications", *Energy, Vol. 22, Nr. 9, p. 923-931*

Frost, K., Österle, E., Philipsen, Ch., Fuchs, A. (1996a) "Emissionsvergleich mechanisch-biologische, thermische und kombinierte Restabfallbehandlung", Teil 1: Emissionen MBA und Deponie, *EntsorgungsPraxis, Nr. 11, p. 30-39*

Frost, K., Österle, E., Philipsen, Ch., Fuchs, A. (1996b) "Emissionsvergleich mechanisch-biologische, thermische und kombinierte Restabfallbehandlung", Teil 2: Emissionen MVA und Gesamtbetrachtung, *EntsorgungsPraxis, Nr. 12, p. 32-40*

Gebler, W. (1992) "Ökobilanzen in der Abfallwirtschaft", Stuttgarter Berichte zur Abfallwirtschaft, Bd. 41, 2. Auflage, Schmidt, Bielefeld

Georgescu-Roegen, N. (1987) "The Entropy Law and the Economic Process in Retrospect", Schriftenreihe des Institutes für Ökologische Wirtschaftsforschung, Nr. 5/87, Berlin

Georgescu-Roegen, N. (1974) "Was geschieht mit der Materie im Wirtschaftsprozess?", In: "Recycling: Lösung der Umweltkrise?", Brennpunkte Nr.2, 5, Gottlieb Duttweiler-Institut (Hrsg.), 17-28, Zürich

Georgescu-Roegen, N. (1971) "The Entropy Law and the Economic Process", Cambridge, Harvard Univ. Press

Gibbs, J.W. (1948) "The Collected Works of J. Willard Gibbs", Yale Univ. Press, New Haven

Ginebreda, A. (1996) "Entropy and Waste Recovery", *Journal of Chemical Education, Vol. 73, Nr. 8, p. 708-710*

Goedkoop, M. (1995) "Eco-indicator 95", Pré Consultants, Amersfoort, Holland

Gordeev, V.V. (1983) "Flußeintrag in den Ozean und Abriß seiner Geochemie", Nauka, Moskau; zitiert in: Fiedler, H.J., Rösler, H.J. (1993) "Spurenelemente in der Umwelt", G. Fischer Verlag Jena, Stuttgart

Greenberg, R.R., Zoller, W.H., Gordon, G.E. (1978) "Composition and Size Distribution of Particles Released in Refuse Incineration", *Environmental Science & Technology, Vol. 12, Nr. 5, p. 566-573*

Guinée, J., Heijungs, R., van Oers, L., van de Meent, D., Veermeire, Th., Rikken, M. (1996) "LCA impact assessment of toxic releases. Generic modelling of fate, exposure and effect for ecosystems and human beings with data for about 100 chemicals", RIVM report Nr. 1996/21, Ministry of Housing, Spatial Planning and Environment, The Hague, Netherlands

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 méchanique 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, Vol. 68, Nr. 11, p. 617-622*

Hellweg, St. (1997) "Ökobilanz von Schweizer Kehrichtverbrennungsanlagen", Arbeitspapier 1/97, ETH Zürich, Laboratorium für Technische Chemie, Zürich

Hornbogen, E. (1995) "Kreislauf der Werkstoffe", *Materialwissenschaft und Werkstofftechnik, Nr. 26, p. 573-593*

IFEU-Institut Heidelberg (1992) "Vergleich der Auswirkungen verschiedener Verfahren der Restmüllbehandlung auf die Umwelt und die menschliche Gesundheit", im Auftrag des Ministeriums für Umwelt in Baden-Württemberg, Deutschland

Ingarden, R.S., Kossakowski, A., Ohya, M. (1997) "Information Dynamics and Open Systems", Fundamental Theories of Physics, Vol. 86, Kluwer Academic Publishers, London

ITU, Öko-Institut (1994) "Systemvergleich Restabfallbehandlung - Vergleichende Untersuchungen zu den Umweltauswirkungen unterschiedlicher Verfahren der Restabfallbehandlung", Studie der ITU GesmbH und des Öko-Institutes, im Auftrag der Hessischen Landesanstalt für Umweltschutz, Wiesbaden

Jager, J., Kruse, H., Lahl, U., Reinhardt, T., Zeschmar-Lahl, B. (1997) "Emissionen aus Mechanisch-biologischen Restabfallbehandlungsanlagen (MBA): Anorganische und organische Stoffe mit toxischem Wirkungspotential", *Müll und Abfall, Vol. 29, Nr. 6, p. 333-341*

Jakobi, H.W. (1985) "Systematik der Reststoff-Behandlung", *Müll und Abfall, Vol. 17, Nr. 2, p. 43-48*

Johnson, A. (1994) "Chemische Eigenschaften und Langzeitverhalten der Müllschlacke", In: Baccini, P., Gamper, B. (Hrsg.) "Deponierung fester Rückstände aus der Abfallwirtschaft", vdf Hochschulverlag, ETH Zürich

Kaimer, M., Schade, D. (Hrsg.) (1999) "Bewertung von thermischen Abfallbehandlungsanlagen: Planung, Genehmigung, Konzepte und Betrieb", Erich Schmidt, Berlin

Knizia, K. (1992) "Kreativität, Energie und Entropie: Gedanken gegen den Zeitgeist", ECON Verlag, Wien

Krauskopf, B. (1967) "Introduction to Geochemistry", McGraw Hill, New York

Krauss, P., Brunner, P. H. (1989) "Möglichkeiten und Grenzen der Schadstoffentfrachtung von Hausmüll durch mechanische Sortieranlagen", Manuskript, EAWAG, Dübendorf, Schweiz

KrW-/AbfG (1994) Gesetz zur Förderung der Kreislaufwirtschaft und Sicherung der umweltverträglichen Beseitigung von Abfällen (Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz) vom 27. September 1994, BGBl. I

Kuchta, K. (1993) "Emissionen aus kalten Verfahren der Abfallbehandlung", *Entsorgungs-Praxis, Nr. 4, p. 206-208*

Lahl, U., Zeschmar-Lahl, B., Jager, J (1994) "Kalte Restmüllbehandlung", *EntsorgungsPraxis, Nr. 9, p. 18-23*

Lichtensteiger, Th. (1997) "Produkte der thermischen Abfallbehandlung als mineralische Zusatzstoffe in Zement und Beton", *Müll und Abfall, Vol. 29, Nr. 2, p. 80-84*

Lichtensteiger, Th., Zeltner, Ch. (1994) "Wie lassen sich Feststoffqualitäten beurteilen?" In: Baccini, P., Gamper, B. (Hrsg.) "Deponierung fester Rückstände aus der Abfallwirtschaft", vdf Hochschulverlag, ETH Zürich

Linder, K.-J., Österle, E., Bohlmann, J. (1995) "Vergleich innovativer, thermischer Restabfallbehandlungsverfahren", *EntsorgungsPraxis, Nr. 1-2, p. 19-23*

LRV-K (1993) Luftreinhalteverordnung für Kesselanlagen, BGBl. 1988/380 idF. BGBl. 1993/185, Wien

Mag. Wien (1994) "Statistisches Jahrbuch der Stadt Wien", Magistrat der Stadt Wien (Hrsg.), Magistratsabteilung 66 - Statistisches Amt

Martinás, K., Ayres, R.U. (1994) "Entropy, Physical Information & Economic Values", 94/05/EPS, Centre for the Management of Environmental Resources, INSEAD, Fontainbleau, France

Mayer, F., Rasch, B., Schwarz, V. (1993) "Verfahrensvergleich zur Restabfallbehandlung Biologisch-mechanische Verfahren und Schwel-Brenn-Verfahren", *Müll und Abfall, Vol. 25, Nr. 8, p. 569-584*

Merian, E. (Hrsg.) (1984) "Metalle in der Umwelt. Verteilung, Analytik und biologische Relevanz", Verlag Chemie, Weinheim; zitiert in: Fiedler, H.J., Rösler, H.J. (1993) "Spurenelemente in der Umwelt", G. Fischer Verl. Jena, Stuttgart

Morf, L.S. (1998) "Entwicklung einer effizienten Methode zur kontinuierlichen Bestimmung von Stoffflüssen durch eine Müllverbrennungsanlage", Dissertation, Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft, Technische Universität Wien

Morf, L.S., Brunner, P.H. (1998) "Methoden zur indirekten Bestimmung der Zusammensetzung von Siedlungsabfällen", Manuskript für Müll-Handbuch in Vorbereitung

Morf, L.S., Brunner, P.H., Spaun, S. (1998) "Effect of Operating Conditions and Input Variations on the Partitioning of Metals in a MSW Incinerator", submitted to Waste Management & Research

Morf, L.S., Ritter, E., Brunner, P.H. (1997a) "MAPE III. Online-Messung der Stoffbilanz einer Müllverbrennungsanlage als Instrument der Erfolgskontrolle in der Abfallwirtschaft, Teil A: Güter- und Stoffbilanz der MVA Wels", Endbericht, Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft, Technische Universität Wien

Morf, L.S., Schachermayer, E., Ritter, E., Brunner, P.H. (1997b) "Der Einfluß von Input- und Prozeßparametervariationen auf die Transferkoeffizienten ausgewählter Stoffe in einer Wirbelschichtfeuerung", Im Auftrag der Austrian Energy, Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft, Technische Universität Wien

Mostbauer, P. et al. (1998) "Grundlagen für eine Technische Anleitung zur mechanisch-biologischen Vorbehandlung von Abfällen", Umweltbundesamt, UBA-Reports, R-151, Wien

Nottrodt, A. (1995) "Rostfeuerung oder neue thermische Verfahren", *AbfallwirtschaftsJournal, Vol. 7, Nr.5, p. 291-297*

NUP (1995) "Nationaler Umweltplan", Österreichische Bundesregierung (Hrsg.), Bundesministerium für Umwelt, Sektion I, Wien

Oest, W., Doedens, H., Bogon, H., Rospunt, J. (1995) "Entwicklungsstand der mechanisch-biologischen Vorbehandlung (MBV) von Restabfällen", *Müll und Abfall, Vol. 27, Nr. 6, p. 423-437*

Pahl, U. (1995) "Bewertung von Verfahren in der Restabfallbehandlung", *EntsorgungsPraxis, Nr. 10, p. 55-60*

Prigogine, I. (1989) "What is Entropy?", *Naturwissenschaften, Vol. 76, p. 1-8*

Prigogine, I. (1995) "Die Gesetze des Chaos", Campus Verlag, Frankfurt am Main

Reif, F. (1985) "Statistische Physik und Theorie der Wärme", de Gruyter, Berlin

Reimann, D.O. (1989) "Heavy Metals in Domestic Refuse and their Distribution in Incinerator Residues", *Waste Management & Research, Vol. 7, p. 57-62*

Rifkin, J. (1982) "Entropie - ein neues Weltbild" Hoffmann und Campe, Hamburg

Ryser, W. (1996) "Methode zum Systemvergleich thermischer Abfallbehandlungsanlagen", Erfahrungsaustausch für Betreiber von thermischen Abfallbehandlungsanlagen aus Bayern, Österreich und der Schweiz, 2. und 3, Dezember 1996, Wien

Salomons, W., Förstner, U. (1984) "Metals in the Hydrocycle", Springer, Heidelberg; zitiert in: Fiedler, H.J., Rösler, H.J. (1993) "Spurenelemente in der Umwelt", G. Fischer Verlag Jena, Stuttgart

Schachermayer, E., Lahner, Th., Brunner, P.H. (1997) "Stoffflußanalyse und Vergleich zweier Aufbereitungstechniken für Baurestmassen", In Zusammenarbeit mit dem Umweltbundesamt, Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft, Technische Universität Wien

Schachermayer, E., Lahner, Th., P.H. Brunner (1997) "Stoffflußanalyse und Vergleich zweier Aufbereitungstechniken für Baurestmassen - STOVAUF", Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft, Technische Universität Wien

Schachermayer, E., Bauer, G., Ritter, E., Brunner, P.H. (1995) "Messung der Güter- und Stoffbilanz einer Müllverbrennungsanlage", Umweltbundesamt, Monographien Bd.56, Wien

Scheffold, K. (1995) "Bewertung von Abfallbehandlungsanlagen durch Umweltbilanzen", *Müll und Abfall, Vol. 27, Nr. 3, p. 181-185*

Schrödinger, E. (1945) "What is Life?", Cambridge University Press, London

SETAC (1996) "Towards a Methodology for Life Cycle Impact Assessment", H.A. Ude de Haes (Hrsg.), SETAC, Brüssel

Shannon, C.E., Weaver, W. (1949) "The Mathematical Theory of Communications", The University of Illinois Press, Urbana, Illinois

Shannon, C.E. (1948a) "A mathematical theory of communications, I and II", *Bell System Tech. J., Vol. 27, p. 379-443*

Shannon, C.E. (1948b) "A mathematical theory of communications, III - V", *Bell System Tech. J., Vol. 27, p. 623 - 656*

Sietmann, R. (1991) "Schöpfer der Kommunikationstheorie", *VDI-Nachrichten, Vol. 45, Nr. 27, p. 12*

Spillmann, P., Maak, D., Collins, H.-J. (1995) "Erste Betriebserfahrungen mit dem mechanisch-biologischen Restabfallbehandlungsverfahren im Landkreis Bad Kreuznach", *Müll und Abfall, Vol. 27, Nr. 5, p. 314-321*

Stahl, A. (1996) "Entropiebilanzen und Ressourcenverbrauch", *Naturwissenschaften, Vol. 83, p. 459-466*

Stahlberg, R., Calaminus, B. (1998) "Eigenschaftsverbesserung von festen Rückständen thermischer Abfallbehandlungsverfahren", *AbfallwirtschaftsJournal, Nr. 3, p. 24-29*

Stäubli, B. (1994) "Rückstände aus der Kehrrichtverbrennung: Wie den Fluss der Stoffe lenken?" A*bfall-Spektrum, Nr.2, p. 21-27*

Stumm, W., Davis, J. (1974) "Kann Recycling die Umweltsbeeinträchtigung vermindern?"; In: "Recycling: Lösung der Umweltkrise?", Brennpunkte Nr.2, 5, Gottlieb Duttweiler-Institut (Hrsg.), 29-41, Zürich

SUSTAIN (1994) "Forschungs- und Entwicklungsbedarf für den Übergang zu einer nachhaltigen Wirtschaftsweise in Österreich", Verein SUSTAIN zur Koordination von Forschung über Nachhaltigkeit, Graz

Tai, S, Goda, T. (1980) "Waterquality Assessment Using the Theory of Entropy", In: Stiff, M. (Ed.) "River Pollution Control", Ellis Horwood Limited, Chichester, p. 319-330; zitiert

in: Singh, V.P. (1997) "The Use of Entropy in Hydrology and Water Resources", *Hydrological Processes, Vol. 11, p. 587-626*

ter Haar, D. (1959) "The Quantum Nature of Matter and Radiation", In: R.J. Blin-Stoyle et al. (Hrsg.) "Turning Points in Physics", North-Holland Publ. Co, Amsterdam

Tillman, D.A. (1994) "Trace metals in combustion systems", Academic Press Inc., San Diego, California

Tribus, M. (1979) "Thirty Years of Information Theory"; zitiert in: Kapur, J.N., Kesavan, H.K. (1992) "Entropy Optimization Principles and their Applications"; In: "Entropy and Energy Dissipation in Water Resources", V.P. Singh, M. Fiorentino (eds.), Kluwer, Dordrecht

Turk, M., Collins, H.-J., Neugebauer, F., Stoewer, E. (1995) "Mechanisch-biologische Abfallbehandlung vor der Ablagerung", *EntsorgungsPraxis, Nr. 5, p. 35-41*

Vinogradov, A.P. (1962) "Die Durchschnittsgehalte der chemischen Elemente in den Hauptarten der Eruptivgesteine", Geochimija 7; zitiert in: Fiedler, H.J., Rösler, H.J. (1993) "Spurenelemente in der Umwelt", G. Fischer Verl. Jena, Stuttgart

Vogel, F. (1996) "Beschreibende und schließende Statistik", R. Oldenbourg, Wien

Vogel, G. (1982a) "Der Beitrag und die Grenzen der getrennten Sammlung von Stoffen des Mülls im Bereich Abfallverwertung", *Müll und Abfall, Vol. 14, Nr. 8&11, p. 225-228&329-331*

Vogel, G. (1982b) "Der Beitrag der Ressourcenökonomie zur Minimierung der Entropieproduktion der irreversiblen Wirtschaftsprozesse im offenen System Erde", Schriftenreihe des Institutes für Technologie und Warenwirtschaftslehre der Wirtschaftsuniversität Wien

Voland, B., Götze, J. (1988) "Phasenzusammensetzung von Aerosolen der Industrielandschaft", *Z. angew. Geol.*, Berlin, *Vol. 34, Nr. 9, p. 278-281*; zitiert in: Fiedler, H.J., Rösler, H.J. (1993) "Spurenelemente in der Umwelt", G. Fischer Verl. Jena, Stuttgart

VOVgef.A (1999) Verordnung über die Verbrennung von gefährlichen Abfällen, Bundesministerium für Umwelt, Jugend und Familie (Hrsg.), BGBl. II Nr. 22/1999, Wien

VOVgef.Agew.B (1999) Verordnung über die Verbrennung gefährlicher Abfälle in gewerblichen Betriebsanlagen, Bundesministerium für wirtschaftliche Angelegenheiten (Hrsg.), BGBl. II Nr. 32/1999, Wien

Wiemer, K., Frohne, R., Täuber, U., Kern., M. (1995) "Kohlenstoff als Ressource - Mechanisch-Biologische Abfallaufbereitung (MBA) mit dem Ziel der sofortigen oder späteren thermischen Nutzung, *Müll und Abfall, Vol. 27, Nr. 6, p. 403-415 und Nr. 11, p. 769-777*

Wöhlcke, M. (1996) "Soziale Entropie, Die Zivilisation und der Weg allen Fleisches", DTV, München

Wurst, E., Bardossy, E., Lané, H., Spannagl, V., Kuna, R.-P. (1996) "Bericht über die Emissionsmessungen und Abwasseranalyse an der MVA- Wels vom 16. und 17.7.96", FTU, Forschungsgesellschaft Technischer Umweltschutz GmbH, Wien

Zemansky, M.W. (1981) "Heat and Thermodynamics", McGraw-Hill, New-York

Zimmermann, P., Doka, G., Huber, F., Labhardt, A., Ménard, M. (1996) "Ökoinventare von Entsorgungsprozessen, Grundlagen zur Integration der Entsorgung in Ökobilanzen", Institut für Energietechnik, ESU-Reihe Nr. 1/96, Zürich

7 Verzeichnisse und Glossar

7.1 Verzeichnis der Abkürzungen und Indizes

α	Irrtumswahrscheinlichkeit
Δ	Abweichung
η	Prozentsatz der umweltverträglich gesteuerten Stoffe in ASTRA
λ	Konstante
λ_0	Lagrange`scher Multiplikator
μ	Erwartungswert
σ	Standardabweichung
Σ	Summe
a	Faktor
A	Index für Prozeß A
AI	Abfallinput
AWG	Abfallwirtschaftsgesetz
AWS	Abfallwirtschaft
B	Index für Prozeß B
BA	Bettasche einer WS
bit	binary digit
c	Stoffkonzentration
cov	Kovarianz
DVO	Deponieverordnung
EFA	Elektrofilterasche
f	fest, Funktion
fl	flüssig
g	gasförmig, Funktion, Gewichte
G	Index für Gesamtmodell
geog	geogen
GW	Grenzwert
h	Funktion
H	Statistische Entropie, Shannon-Entropie
H_0	Nullhypothese
H_o	Brennwert bzw. oberer Heizwert
H_u	unterer Heizwert
i	Index für Outputgut eines Prozesses
I	Index für Input
IVA	Industrielle Verbrennungsanlage
j	Index für Stoff
k	Anzahl der In- bzw. Outputgüter eines Prozesses
KA	Kesselasche

KMV	Konzentrations-Masseverteilung
k_B	Boltzmann-Konstante
LCA	Life Cycle Assessment
ld	Logarithmus zur Basis 2
LF	Leichtfraktion einer MBA
m	Massenfluß, Index für massengewichtet, Anzahl Stichproben
MASTER	Methode zur Analyse der Stoffkonzentrierung von Entsorgungs- und Recycling-prozessen (Method for the Analysis of the Substance concentrations of Treatment End-products and Recycling-goods)
max	Maximum
MBA	Mechanisch-biologische Anlage
min	Minimum, mindestens
MVA	Müllverbrennungsanlage
n	Anzahl der ausgewählten Stoffe, Anzahl Stichproben
n.b.	nicht bestimmt
N(0,1)	Standardnormalverteilung
Nm^3	Normkubikmeter
O	Index für Output
P_i	Wahrscheinlichkeit für Ereignis i
Q	Wärmestrom
R	Index für Reststoffmodell
Ref	Referenz
rel	Index für relative Entropie
rev	reversibel
RG	Reingas
RP	Rotteprodukt einer MBA
REP	Rotteendprodukt einer MBA
RM	Restmüll
S	Thermodynamische Entropie
SCE	Substance Concentrating Efficiency
SDN	Substance Dilution Number
SdT	Stand der Technik
SFA	Stoffflußanalyse
SKE	Stoffkonzentrierungseffizienz
SL	Schlacke
SVZ	Stoffverdünnungszahl
s. w. u.	siehe weiter unten
T	Temperatur
T_B	Siedetemperatur
TK	Transferkoeffizient
tot	Index für gesamt
Var	Varianz
w	stoffgewichtet
W	Thermodynamische Wahrscheinlichkeit
WS	Wirbelschicht

w.z.b.w.	was zu beweisen war
X	bel. Stoff, bel. Faktor, stochastische Variable, Stoffffluß
Y	bel. Stoff, stochastische Variable
$Z_{1-\alpha/2}$	(1-α/2)- Quantil der Standardnormalverteilung
∅	Durchschnitt
≈	ungefähr gleich
≦	ungefähr gleich groß oder kleiner als
≧	ungefähr gleich groß oder großer als
≠	ungleich
<	klein gegenüber, kleiner
<<	sehr klein gegenüber (daher vernachlässigbar)

7.2 Verzeichnis der Abbildungen

Abbildung 1-1: Vielfache der energiebezogenen Stoffmengen ausgewählter Schwermetalle in den brennbaren Abfällen Österreichs 3
Abbildung 1-2: Kunststoffflüsse in Österreich. 4
Abbildung 1-3: Verteilung ausgewählter Stoffe auf die Produkte einer MVA nach dem Stand der Technik 5
Abbildung 3-1: Qualitative Güter- und Stoffbilanz eines optimalen. 10
Abbildung 3-2: Schematische Darstellung, exemplarische Verteilung der Stoffkonzentrationen c eines Stoffes auf die Outputgüter und Massenflüsse m zweier abfallwirtschaftlicher Prozesse A und B 12
Abbildung 3-3: Entropie H als Funktion der Wahrscheinlichkeit P, daß eines von zwei Ereignissen eintrifft 15
Abbildung 3-4: Relativierte Konzentrations- (Masse)verteilungen eines beliebigen Stoffes für Extremwerte der Entropie-Funktion 16
Abbildung 3-5: Berechnung von H mit (a) und ohne (b) Berücksichtigung der Masse der k = 3 Reststoffe 19
Abbildung 3-6: Transformation der Hg-Konzentrations-Masseverteilung der Inputgüter in die Hg-Konzentrations-Masseverteilung der festen Outputgüter durch den Prozeß MVA 24
Abbildung 3-7: Gewichte g_j, berechnet mit Konzentrationen für die durchschnittliche Erdkruste und deren häufigste Gesteine für ausgewählte Metalle 30
Abbildung 3-8: Gewichtung charakteristischer Sätze ausgewählter $SVZ_{R,O,j}$ zweier Prozesse A und B. 31
Abbildung 3-9: Die Abfallwirtschaft als aus einzelnen Prozessen aufgebautes System 34
Abbildung 3-10: Ehrengrab der Stadt Wien für Ludwig Boltzmann am Zentralfriedhof 36
Abbildung 3-11: Energieaufwand für die Herstellung einer Tonne Kupfer in Abhängigkeit des prozentuellen Anteils an rezykliertem Kupfer 39
Abbildung 3-12: Umwandlung von Ressourcen in Rohmaterialien, Konsumgüter und Abfälle 41
Abbildung 4-1: Darstellung der MVA A 44
Abbildung 4-2: Darstellung der MVA B 44
Abbildung 4-3: Stoffkonzentrierungseffizienzen zweier MVAen als Funktion der Cd-Reingas-Emissionen 47
Abbildung 4-4: : Stoffverdünnungszahlen zweier MVAen als Funktion der Hg-Reingas-Emissionen 48
Abbildung 4-5: Stoffverdünnungszahlen als Funktion der Transferkoeffizienten einer MVA für S 49
Abbildung 4-6: Ausgewählte Stoffkonzentrationen in den festen Reststoffen der Müllverbrennungsanlagen A und B 50
Abbildung 4-7: Sensitivitätsanalyse zur Untersuchung auf relevante Unterschiede zwischen zwei MVAen 52
Abbildung 4-8: Mittelwerte und näherungsweise 95%-Konfidenzintervalle ($\approx 2\sigma$) der $SVZ_{R,j}$ zweier MVAen 53
Abbildung 4-9: SKE_G -Kurven der Müllverbrennungsanlage A für Zn als Funktion der Vielfachen des jeweiligen TKen im Ist-Zustand 55
Abbildung 4-10: SKE_G -Kurven der Müllverbrennungsanlage B für Zn als Funktion der Vielfachen des jeweiligen TKen im Ist-Zustand 56

Abbildung 4-11: Einfluß der Hintergrundkonzentration auf die SKE von Müllverbrennungsanlagen mit unterschiedlichen Cd-TKen in die Atmosphäre 58
Abbildung 4-12: Abhängigkeit der SVZ von der Chlorid-Konzentration im Vorfluter 59
Abbildung 4-13: Einfluß der Pb-, Zn-, und Cu-Konzentration im Input auf die SKE_G der Müllverbrennungsanlagen A und B 59
Abbildung 4-14: Innere Güterbilanz der MVA B 60
Abbildung 4-15: Transferkoeffizientenverlauf in das Rauchgas für sieben zweistündige Meßreihen 62
Abbildung 4-16: Stoffkonzentrierungseffizienzen SKE_R für sieben zweistündige Meßreihen 63
Abbildung 4-17: Standardabweichungen der Massenflüsse, Stoffkonzentrationen und Stoffkonzentrierungs-effizienzen aus sieben Datensätzen 64
Abbildung 4-18: Darstellung einer trockenen Baurestmassensortieranlage 66
Abbildung 4-19: Ausgewählte Metallkonzentrationen im Abfallinput und in den Outputgütern einer trockenen Baurestmassensortieranlage 67
Abbildung 4-20: Darstellung einer nassen Baurestmassensortieranlage 68
Abbildung 4-21: Ausgewählte Metallkonzentrationen im Abfallinput und in den Outputgütern einer nassen Baurestmassensortieranlage 68
Abbildung 4-22: Massenbilanz einer mechanisch-biologischen Anlage 72
Abbildung 4-23: Relative Abnahme der SKE der Verfahrenskombination Müllverbrennungsanlage + Deponie in Abhängigkeit der Auswaschung ausgewählter Metalle aus der Schlacke 78
Abbildung 4-24: Relative Abnahme der SKE der Verfahrenskombination MBA + IVA + Deponie in Abhängigkeit der Auswaschung ausgewählter Metalle aus dem Rotteendprodukt 79
Abbildung 4-25: Güterbilanz über ein Jahr für das System "Bewirtschaftung brennbarer Abfälle in Österreich" 83
Abbildung 4-26: Beispiel für eine qualitative Bilanz eines Stoffes mit zwei geeigneten Zielprozessen 85
Abbildung 4-27: Kritisches Luftvolumen in Veränderung gegenüber Szenario 1 86
Abbildung 4-28: Mittlerer Prozentsatz ($\underline{\eta}$) an umweltverträglich gesteuerten Stoffflüssen in Veränderung gegenüber Szenario 1 87
Abbildung 4-29: SKE_{tot} in Veränderung gegenüber Szenario 1 87
Abbildung 4-30: Konzentrationsverteilung für Zn in den unvermischten Abfallfraktionen und nach der Vermischung als Restmüll 90
Abbildung 4-31: Stoffkonzentrierungseffizienz verschiedener Szenarien für ausgewählte Stoffe bezogen auf den unvermischten Zustand der Abfallfraktionen 91
Abbildung 4-32: SKE_{tot} verschiedener Szenarien für die Stoffe Cd, Hg, Pb und Zn bezogen auf den unvermischten Zustand der Abfallfraktionen 92
Abbildung 4-33: Erzielte SKE durch Separate Sammlung bezogen auf den unvermischten Zustand der Abfallfraktionen 93

Abbildung 4-34: Entwicklung der Sammelmengen 93
Abbildung 5-1: Transformation der Hg-Konzentrations-Masseverteilung der Inputgüter (I) in die Hg-Konzentrations-Masseverteilung der Outputgüter (O) durch einen Prozeß..... 97
Abbildung 5-2: Stoffkonzentrierungseffizienz einer MVA für Hg als Funktion der Transferkoeffizienten 99
Abbildung 8-1: Einfluß von Veränderungen der Cd-Emissionen, angegeben als Vielfache der Transferkoeffizienten, auf die SVZ und SKE..... 121
Abbildung 8-2: Einfluß von Veränderungen der Hg-Emissionen, angegeben als Vielfache der Transferkoeffizienten, auf die SVZ und SKE..... 121
Abbildung 8-3: Einfluß von Veränderungen der Pb-Emissionen, angegeben als Vielfache der Transferkoeffizienten, auf die SVZ und SKE..... 122
Abbildung 8-4: Einfluß von Veränderungen der Zn-Emissionen, angegeben als Vielfache der Transferkoeffizienten, auf die SVZ und SKE..... 122
Abbildung 8-5: Einfluß von Veränderungen der Cu-Emissionen, angegeben als Vielfache der Transferkoeffizienten, auf die SVZ und SKE..... 123
Abbildung 8-6: Einfluß von Veränderungen der Cd-Emissionen, angegeben als Vielfache der Transferkoeffizienten, auf die SVZ und SKE..... 123
Abbildung 8-7: Einfluß von Veränderungen der Hg-Emissionen, angegeben als Vielfache der Transferkoeffizienten, auf die SVZ und SKE..... 124
Abbildung 8-8: Einfluß von Veränderungen der Pb-Emissionen, angegeben als Vielfache der Transferkoeffizienten, auf die SVZ und SKE..... 124
Abbildung 8-9: Einfluß von Veränderungen der Zn-Emissionen, angegeben als Vielfache der Transferkoeffizienten, auf die SVZ und SKE..... 125
Abbildung 8-10: Einfluß von Veränderungen der Cu-Emissionen, angegeben als Vielfache der Transferkoeffizienten, auf die SVZ und SKE..... 125
Abbildung 8-11: Einfluß der Transferkoeffizienten in die Reststoffe auf die SKE für Cd der MVA A..... 126
Abbildung 8-12: Einfluß der Transferkoeffizienten in die Reststoffe auf die SKE für Hg der MVA A 126
Abbildung 8-13: Einfluß der Transferkoeffizienten in die Reststoffe auf die SKE für Pb der MVA A 127
Abbildung 8-14: Einfluß der Transferkoeffizienten in die Reststoffe auf die SKE für Cu der MVA A..... 127
Abbildung 8-15: Stoffverteilung der MVA A für ausgewählte Metalle 128
Abbildung 8-16: Einfluß der Transferkoeffizienten in die Reststoffe auf die SKE für Cd der MVA B..... 129
Abbildung 8-17: Einfluß der Transferkoeffizienten in die Reststoffe auf die SKE für Hg der MVA B..... 129
Abbildung 8-18: Einfluß der Transferkoeffizienten in die Reststoffe auf die SKE für Pb der MVA B 130
Abbildung 8-19: Einfluß der Transferkoeffizienten in die Reststoffe auf die SKE für Cu der MVA B..... 130
Abbildung 8-20: Stoffverteilung der MVA B für ausgewählte Metalle..... 131
Abbildung 8-21: Einfluß der Cd- und Hg-Konzentration im Input (Restmüll) auf die SKE der MVAen A und B..... 132

7.3 Verzeichnis der Tabellen

Tabelle 3-1: Auswahl relevanter Stoffe für die Abfallwirtschaft 9
Tabelle 3-2: Ziele für die Steuerung von zu konzentrierenden anorganischen Stoffen in abfalltechnischen Verfahren 11
Tabelle 3-3: Ergebnisse einer Stoffbilanz eines Prozesses 24
Tabelle 3-4: Benötigte Daten zur Berechnung der SKE 25
Tabelle 3-5: Umgeformte Daten für Outputgüter im Gesamtmodell 26
Tabelle 3-6: Konzentrationen ausgewählter Metalle in der Erdkruste und deren häufigster Gesteine, durchschnittliche Konzentrationen der Erze und daraus berechnete Gewichte 29
Tabelle 4-1: Spezifische mittlere Massenflüsse und ausgewählte mittlere Stoffkonzentrationen des Abfallinputs und der Outputgüter zweier MVAen 45
Tabelle 4-2: Geogene Referenzkonzentrationen ausgewählter Elemente und Gewichte 45
Tabelle 4-3: Stoffverdünnungszahlen $SVZ_{G,j}$ und Stoffkonzentrierungseffizienzen $SKE_{G,j}$ ausgewählter Stoffe für die MVAen A und B 46
Tabelle 4-4: Stoffverdünnungszahlen $SVZ_{R,j}$ und Stoffkonzentrierungseffizienzen $SKE_{R,j}$ ausgewählter Stoffe für Abfallinput und feste Reststoffe der MVAen A und B 51
Tabelle 4-5: Test auf Signifikanz des Unterschiedes der $SVZ_{R,j}$ der Müllverbrennungsanlagen A und B 54
Tabelle 4-6: Stoffspezifische Gewichte, gewichtete $SVZ_{R,j,w}$ und $SVZ_{tot,R}$ der Prozesse MVA A und B 54
Tabelle 4-7: Stofflich relevante Outputgüter für die innere Bilanz der MVA B; Spezifische mittlere Massenflüsse und ausgewählte mittlere Stoffkonzentrationen der Outputgüter 61
Tabelle 4-8: Stoffkonzentrierungseffizienzen $SKE_{G,j}$ und Gesamt-SKE_G für unterschiedliche Optionen in MVA B 61
Tabelle 4-9: Standardabweichungen für Stoffverdünnungszahlen und TKen in Schlacke und Elektrofilter-Asche 64
Tabelle 4-10: $SKE_{R,j}$ und $SKE_{tot,R}$ ausgewählter Metalle für ein nasses und ein trockenes Baurestmassensortierverfahren 69
Tabelle 4-11: $SKE_{R,j}$ ausgewählter Matrixelemente für ein nasses und ein trockenes Baurestmassensortierverfahren 69
Tabelle 4-12: Stoffverteilung ausgewählter Metalle auf die Reststoffe einer "neuartigen" industriellen Feuerungsanlage 73
Tabelle 4-13: Zu unterschreitende TK-Bereiche für die Spezifikation $SKE_{j,MBA+IVA} \geq SKE_{j,MVA}$ und gemessene TK_{RP} in das Rotteprodukt einer MBA 74
Tabelle 4-14: Grenzen für die Kombination aus mechanisch-biologischer Anlage und industrieller Verwertung der heizwertreicheren Fraktion bei optimierter Verfahrenstechnik und Vergleich mit heutiger Technologie 75

Tabelle 4-15: Transferkoeffizienten für die Reststoffe einer konventionellen Wirbelschicht mit weitergehender Rauchgasreinigung 76
Tabelle 4-16: Tatsächliche und durch optimale Abtrennung der Leichtfraktion erreichbare SKE der Kombination aus mechanisch-biologischer Vorbehandlung und konventioneller Wirbelschicht mit weitergehender Rauchgasreinigung 77
Tabelle 4-17: Transferkoeffizienten in das Reingas und SKE_j ausgewählter Metalle für: (a) Mechanisch-biologische Vorbehandlung und Behandlung der Leichtfraktion in industrieller Anlage unter Einhaltung der Grenzwerte für Müllverbrennungsanlagen; (b) wie (a), jedoch energetische Verwertung in industrieller Anlage ohne weitergehende Rauchgasreinigung 78
Tabelle 4-18: Ziele des AWG und damit korrespondierende Bewertungskriterien 84
Tabelle 4-19: Beurteilungstabelle für die Zielprozesse der in ASTRA untersuchten Schwermetalle 85
Tabelle 4-20: Abfallfraktionen im Restmüll, Aufkommen an Abfallfraktionen über den Restmüll und über die Separate Sammlung ausgewählter Altstoffe 1993 89
Tabelle 5-1: Ziele für die Steuerung von zu konzentrierenden Stoffen eines abfalltechnischen Verfahrens 96
Tabelle 8-1: Standardabweichungen des Mittelwertes der Konzentrationen ausgewählter Stoffe in den Reststoffen der MVAen A und B 132
Tabelle 8-2: Spezifische Massenflüsse und ausgewählte Stoffkonzentrationen in In- und Outputgütern einer trockenen Baurestmassensortieranlage 133
Tabelle 8-3: Spezifische Massenflüsse und ausgewählte Stoffkonzentrationen in In- und Outputgütern einer nassen Baurestmassensortieranlage 133
Tabelle 8-4: Spezifische Massenflüsse und ausgewählte Stoffkonzentrationen zur Berechnung der SKE der Verfahrenskombination MBA + "neuartige" IVA 134
Tabelle 8-5: Spezifische Massenflüsse und ausgewählte Stoffkonzentrationen zur Berechnung der SKE der Verfahrenskombination MBA + konventionelle IVA 134
Tabelle 8-6: Spezifische Massenflüsse und ausgewählte Stoffkonzentrationen zur Berechnung der SKE der Verfahrenskombination MBA + konventionelle IVA ohne weitergehende Rauchgasreinigung 134
Tabelle 8-7: Rohdaten zur Berechnung der SKE_{tot} für die Szenarien in Abbildung 4-29 135
Tabelle 8-8: Spezifische Massenflüsse zur Berechnung von Abbildung 4-33 136
Tabelle 8-9: Ausgewählte Stoffkonzentrationen in Altstoffen und Restmüll 137
Tabelle 8-10: Zuordnung der Literaturzitate zu den Auswahhlkriterien aus Kapitel 1 138
Tabelle 8-11: Restmüllmatrix nach [Morf & Brunner, 1998]; Auszug 139

7.4 Glossar

Abfall
Stoffe, deren sich der Besitzer entledigen will oder entledigt hat oder deren Behandlung durch besondere Vorschriften geregelt ist. Der Begriff schließt generell feste, flüssige und gasförmige Stoffe ein (nach ÖNORM S2000).

Abfallfraktionen
Ausgewählte Fraktionen der Restmüllmatrix (Papier, Pappe, Karton; biogene Abfälle; Kunststoff; Glas; Textilien; Metalle; Verbundstoffe; mineralische Stoffe; Problemstoffe; Holz, Gummi, Leder; Rest)

Abfallinput
Summe aller Abfälle, die in einen Prozeß bzw. ein System gehen.

Abfallrelevante Stoffe
Stoffe, für welche die Abfallwirtschaft als Teilsystem der Anthroposphäre relevant ist.

Anthroposphäre
Bereich in dem die menschlichen Aktivitäten wie Wohnen, sich Ernähren, Arbeiten, Kommunizieren usw. stattfinden. Im Englischen wird neben dem Begriff „anthroposphere“ auch „biosphere“ synonym gebraucht.

Emission
Gasförmiger oder flüssiger Outputgüter eines Prozesses bzw. Systems

Fluß
Gibt die Masse eines Gutes oder Stoffes an, welche pro Zeiteinheit von einem Prozeß in einen anderen fließt. Ein Beispiel für einen Güterfluß ist die Abwassermenge pro Jahr (t/a), für einen Stoffluß die Kohlenstoffmenge pro Jahr (t/a) durch ein System.

Gut
Besteht aus einem oder mehreren Stoffen. Es ist eine handelbare Substanz, die einen Handelswert besitzt. Dieser kann positiv (z.B. Trinkwasser) oder negativ (z.B. Hausmüll) sein.

Gesamtmodell
Im Gesamtmodell des MASTER-Ansatzes werden alle Outputgüter berücksichtigt.

Gesamtstoffkonzentrierungseffizienz
Gewichteter Mittelwert einer Anzahl von stoffspezifischen Stoffkonzentrierungseffizienzen

Gesamtstoffverdünnungszahl
Gewichteter Mittelwert einer Anzahl von stoffspezifischen Stoffverdünnungszahlen

Hintergrundkonzentration
Konzentration eines Stoffes in Atmosphäre bzw. Hydrosphäre in der Umgebung eines Prozesses

Industrielle Verbrennungsanlage
Abfall (mit)verbrennende Anlage, bei welcher das Interesse an der Energieverwertung gegenüber der Entsorgung im Vordergrund steht. Diese Anlage kann über eine weitergehende Rauchgasreinigung und chemisch-physikalische Abwasserreinigung verfügen.

Konzentrations-Masseverteilung
Stoffkonzentrationen und Massen einer Anzahl von Gütern

Leichtfraktion
Heizwertreichere Fraktion, die im mechanischen Trennschritt einer MBA abgetrennt wird.

Mechanisch-biologische Anlage
Anlage in der eine Leichtfraktion mechanisch abgetrennt wird, die extern weiter behandelt werden muß. Die andere Fraktion (Rotteprodukt) wird einer mehrwöchigen Rotte unterzogen.

Müllverbrennungsanlage
Anlage zur thermischen Behandlung von Abfällen nach Stand der Technik. Unter diesen Begriff können auch weiterentwickelte Verfahren, sogenannte innovative Konzepte fallen.

Parametervariation
Änderung von Transferkoeffizienten eines Prozesses, um die Auswirkung auf die Stoffkonzentrierungseffizienz zu untersuchen.

Prozeß
In dieser Arbeit Bezeichnung für ein Abfallbehandlungsverfahren. In der Stoffflußanalyse bezeichnet ein Prozeß den Transport, die Lagerung oder die Transformation von Gütern oder Stoffen. Der Prozeß selbst wird als "Black Box" verstanden, d.h. die Vorgänge innerhalb des Prozesses werden im allgemeinen nicht untersucht. Einzelne Prozesse können gegebenenfalls in Unterprozesse unterteilt werden.

Rauchgas
Ungereinigtes Abgas eines thermischen Prozesses.

Referenzgüter/medien
Güter oder Medien, auf welche in der MASTER-Methode Bezug genommen wird (z.B. unbelastete Luft, Stadtluft, unbelastetes Grundwasser, Trinkwasser, durchschnittliche Erdkruste).

Restmüll:
Unter Restmüll versteht man sämtliche in Haushalten und ähnlichen Einrichtungen üblicherweise anfallenden festen Abfälle, die unter Verwendung genormter Abfallbehälter über die

öffentliche Müllabfuhr erfaßt werden, sofern sie nicht über Separatsammlungen einer anderen Verwertung oder Behandlung zugeführt werden.

Reststoff
Festes Outputgut eines Prozesses

Reststoffmodell
Spezialfall des Gesamtmodells von MASTER, in dem nur die festen Outputgüter eines Prozesses in der Stoffkonzentrierungseffizienz berücksichtigt werden.

Rotteendprodukt
Rotteprodukt nach der Rotte, das dann deponiert wird.

Rotteprodukt
Fraktion aus dem mechanischen Trennschritt einer MBA, die einer mehrwöchigen Rotte unterzogen wird.

Sensitivitätsanalyse
Analyse zur Untersuchung, ob die Stoffkonzentrierungseffizienzen zweier oder mehrerer Prozesse relevant voneinander unterschiedlich sind.

Shannon-Entropie
siehe statistische Entropie

Statistische Entropie
Die statistische Entropie, auch Shannon-Entropie genannt, hat ihren formalen Ursprung in Boltzmanns statistischer Beschreibung der (thermodynamischen) Entropie. Sie dient in der Statistik als Maß für die Streuung von Häufigkeits- bzw. Wahrscheinlichkeitsverteilungen.

Stoff
Ist ein Element des Periodensystems (z.B. Kohlenstoff, Chlor) oder eine chemische Verbindung wie zum Beispiel Kohlendioxid, Sulfat. Stoffe bestehen ausschließlich aus einer Art von Atomen oder Molekülen.

Stoffflußanalyse
Methode, ursprünglich zur Untersuchung des Schicksals chemischer Substanzen in der Umwelt entwickelt. Sie wurde dann weiterentwickelt, um den Stoffffluß durch einzelne anthropogene Prozesse, Anlagen und Verfahren zu untersuchen. Auch kann damit der Stoffhaushalt von Regionen untersucht werden.

Stoffkonzentrierungseffizienz
Effizienz eines Prozesses, einen Stoff aus dem Abfall in einen geeigneten Reststoff geringer Masse zu transferieren.

Stoffsteuerung
Gezielte Steuerung von Stoffen aus dem Abfall in die Outputgüter eines Prozesses.

Stoffverdünnungszahl
Maß für die Konzentrations-Masseverteilung einer Anzahl von Gütern.

System
In dieser Arbeit wird mit System eine Kombination von zwei bzw. mehreren Prozessen bezeichnet.

Systemdefinition
Die Systemdefinition ist einer der Schritte der Stoffflussanalyse. Sie enthält die Unterschritte der Wahl der untersuchten Stoffe, der Systemgrenzen (zeitlich und örtlich) und der untersuchten Güter und Prozesse.

Transferkoeffizient
Der Transferkoeffizient eines Stoffes in ein Outputgut ist der Quotient aus dem Stofffluß im betreffenden Outputgut und jenem im Abfallinput.

Verdünnungsmasse
Jene Masse an Luft oder Wasser, die benötigt wird, um eine Emission auf den Umgebungswert (Hintergrundkonzentration) zu verdünnen.

8 Anhang

8.1 Einfluß der Emissionen von Cd, Hg, Pb, Zn und Cu auf die SKE der MVA A

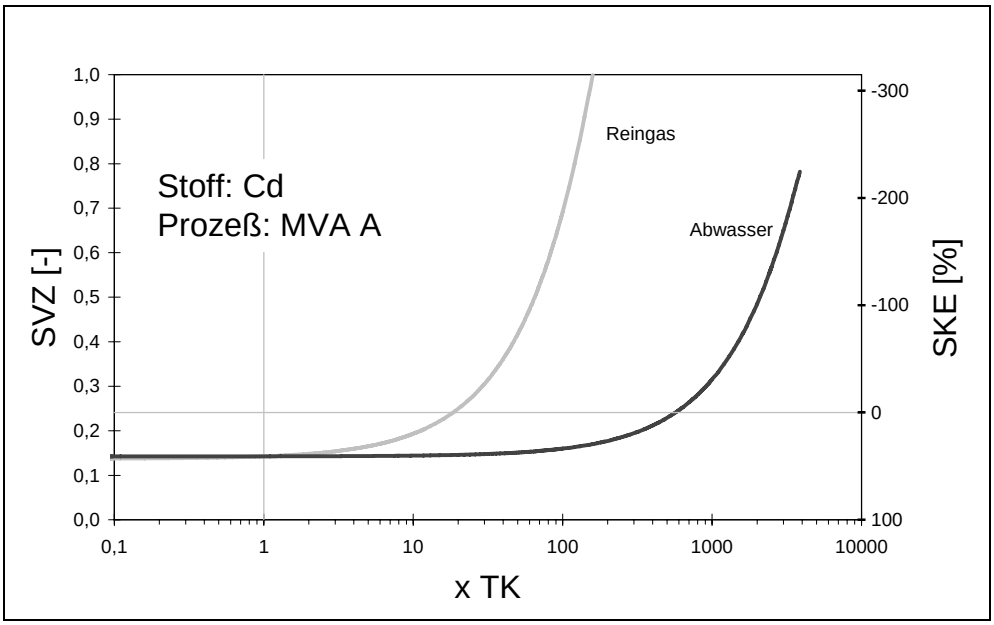


Abbildung 8-1: Einfluß von Veränderungen der Cd-Emissionen, angegeben als Vielfache der Transferkoeffizienten, auf die SVZ und SKE; Ist-Zustand bei 1 x TK

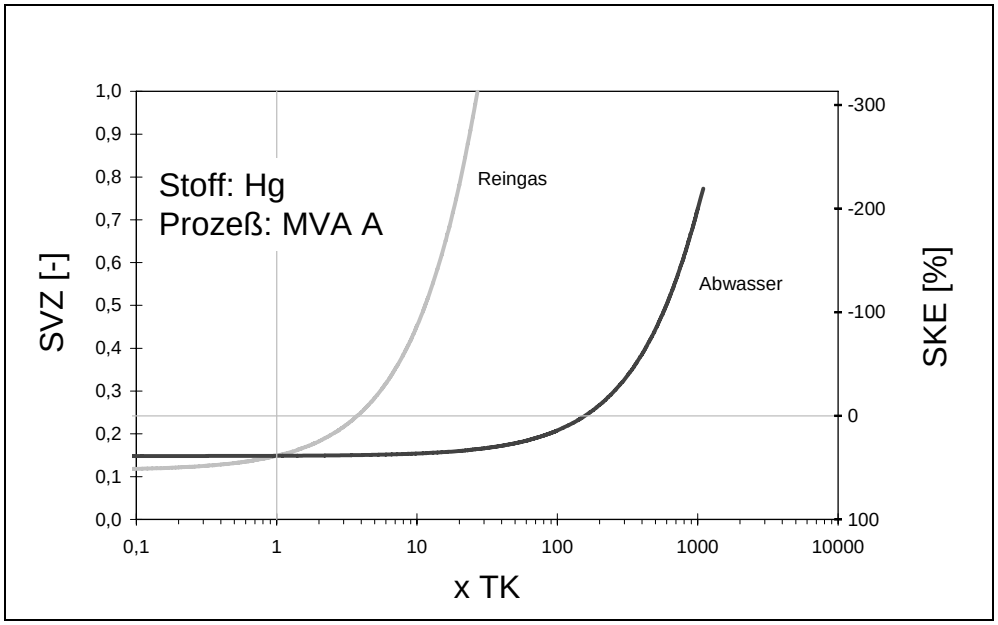


Abbildung 8-2: Einfluß von Veränderungen der Hg-Emissionen, angegeben als Vielfache der Transferkoeffizienten, auf die SVZ und SKE; Ist-Zustand bei 1 x TK

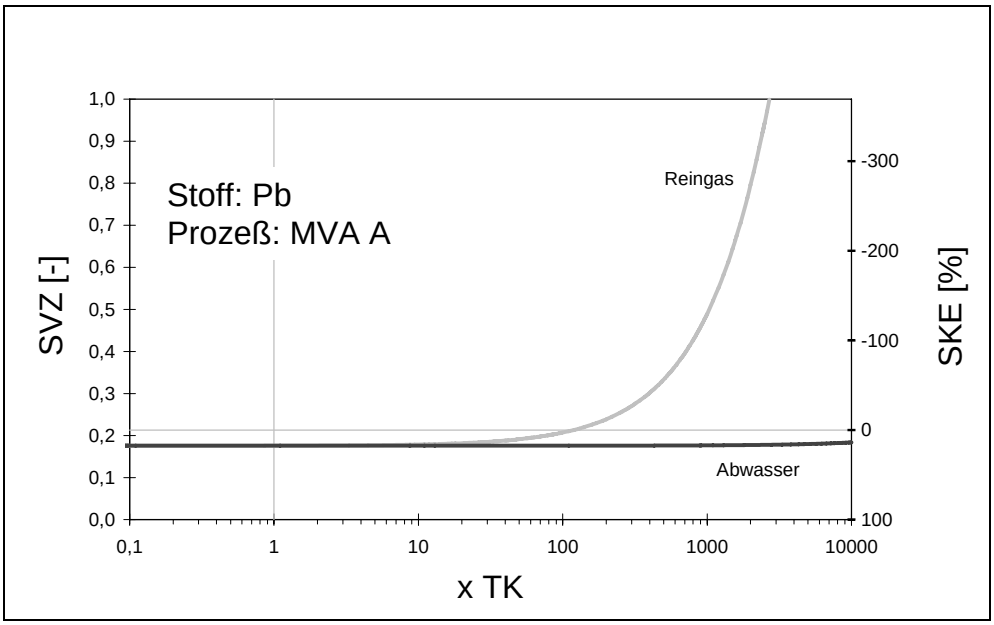


Abbildung 8-3: Einfluß von Veränderungen der Pb-Emissionen, angegeben als Vielfache der Transferkoeffizienten, auf die SVZ und SKE; Ist-Zustand bei 1 x TK

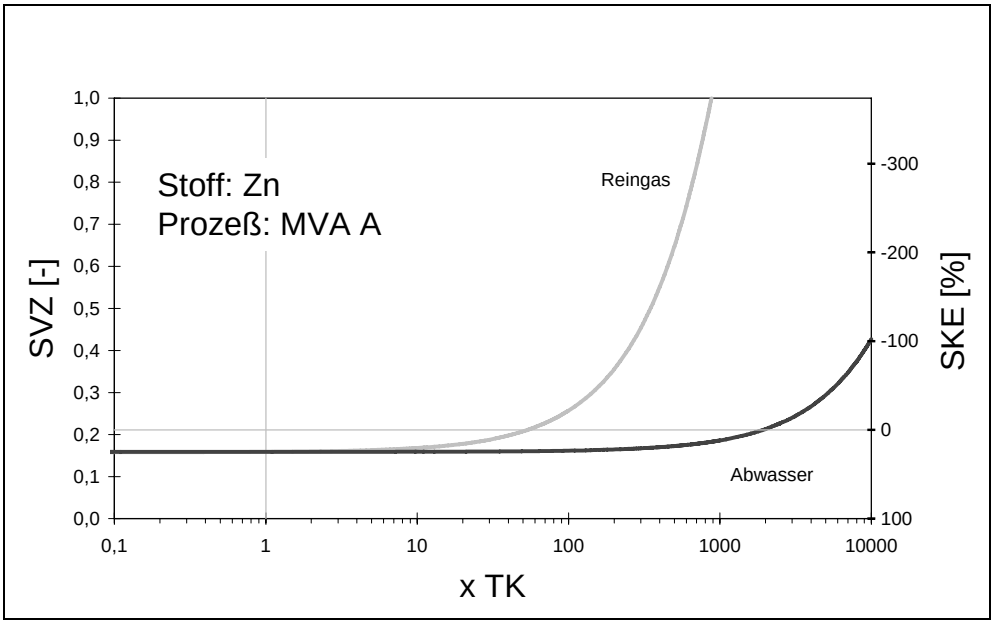


Abbildung 8-4: Einfluß von Veränderungen der Zn-Emissionen, angegeben als Vielfache der Transferkoeffizienten, auf die SVZ und SKE; Ist-Zustand bei 1 x TK

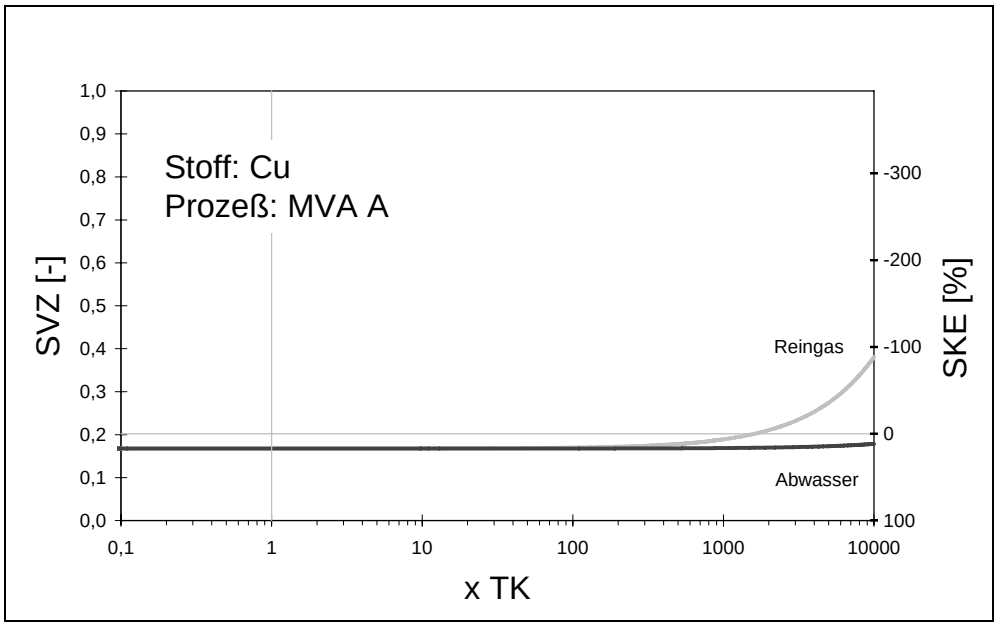


Abbildung 8-5: Einfluß von Veränderungen der Cu-Emissionen, angegeben als Vielfache der Transferkoeffizienten, auf die SVZ und SKE; Ist-Zustand bei 1 x TK

8.2 Einfluß der Emissionen von Cd, Hg, Pb, Zn und Cu auf die SKE der MVA B

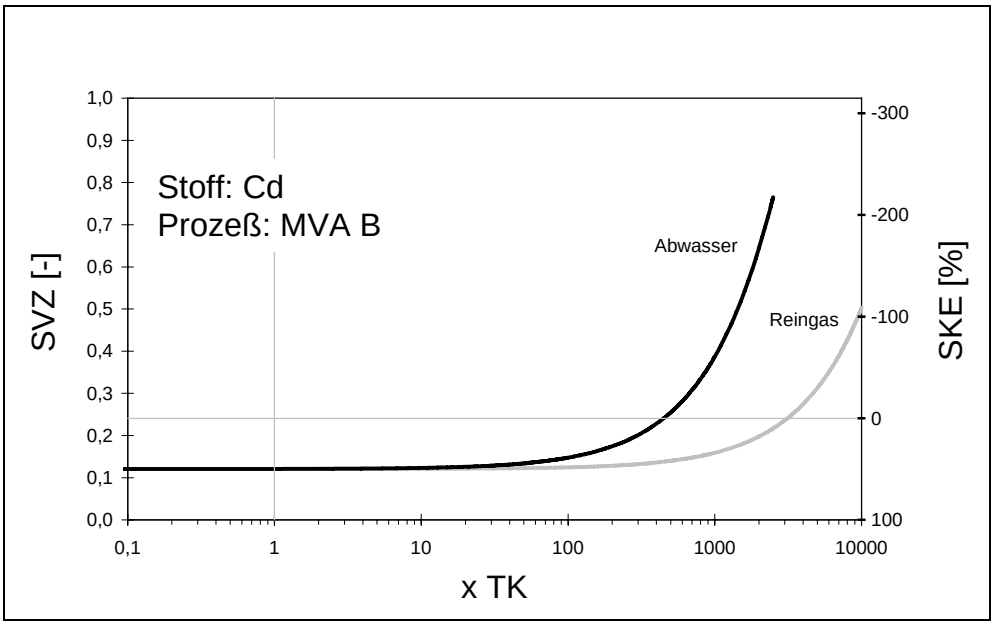


Abbildung 8-6: Einfluß von Veränderungen der Cd-Emissionen, angegeben als Vielfache der Transferkoeffizienten, auf die SVZ und SKE; Ist-Zustand bei 1 x TK

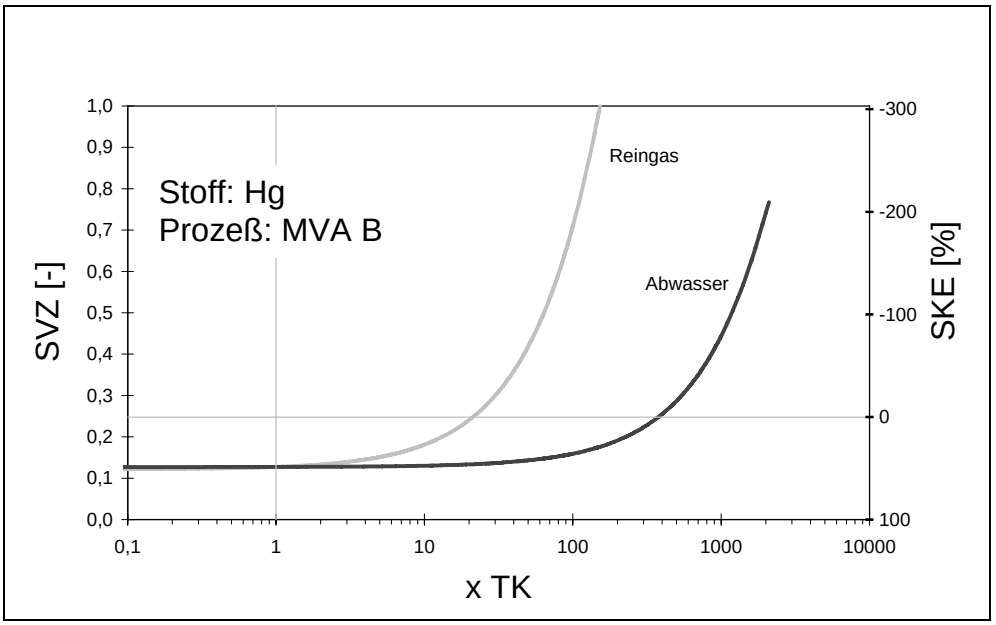


Abbildung 8-7: Einfluß von Veränderungen der Hg-Emissionen, angegeben als Vielfache der Transferkoeffizienten, auf die SVZ und SKE; Ist-Zustand bei 1 x TK

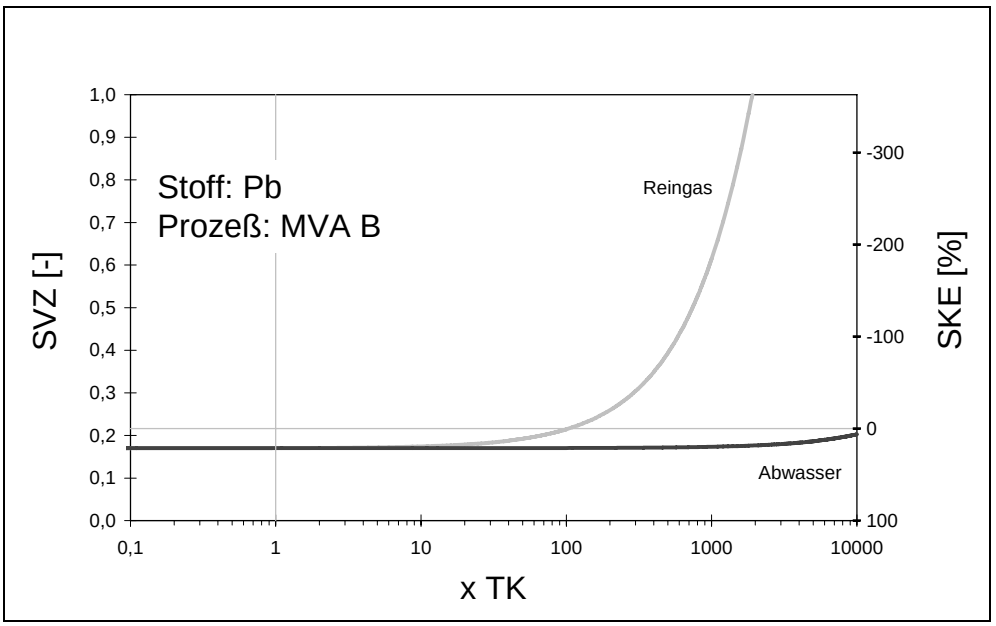


Abbildung 8-8: Einfluß von Veränderungen der Pb-Emissionen, angegeben als Vielfache der Transferkoeffizienten, auf die SVZ und SKE; Ist-Zustand bei 1 x TK

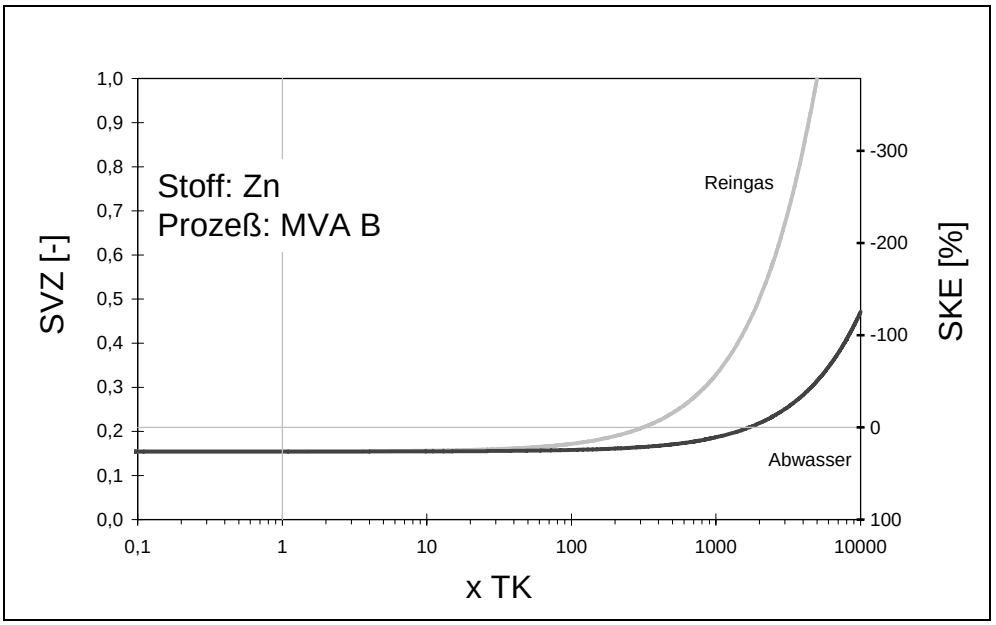


Abbildung 8-9: Einfluß von Veränderungen der Zn-Emissionen, angegeben als Vielfache der Transferkoeffizienten, auf die SVZ und SKE; Ist-Zustand bei 1 x TK

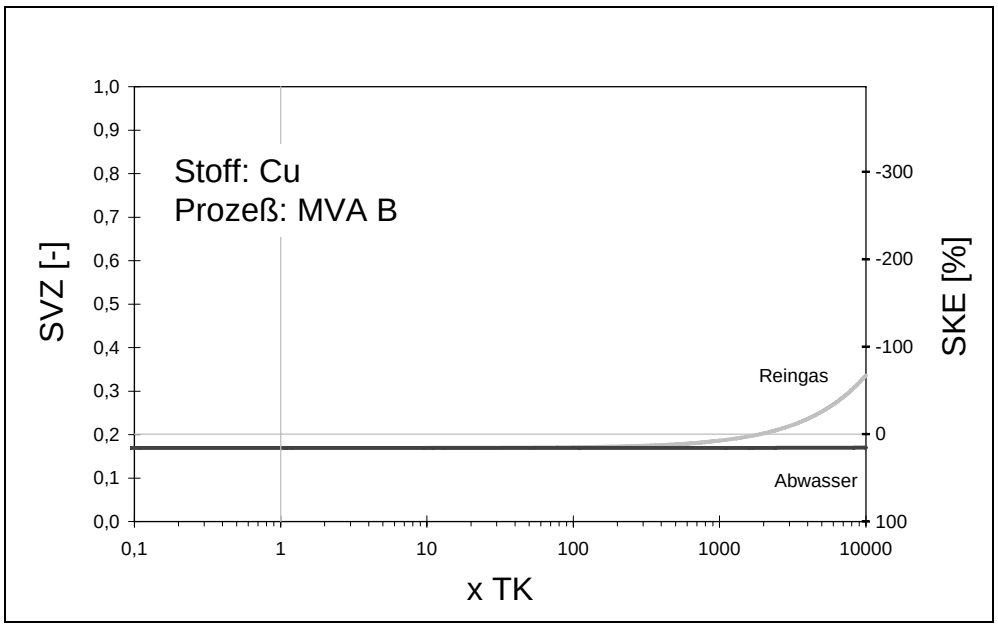


Abbildung 8-10: Einfluß von Veränderungen der Cu-Emissionen, angegeben als Vielfache der Transferkoeffizienten, auf die SVZ und SKE; Ist-Zustand bei 1 x TK

8.3 Einfluß der Verteilung von Cd, Hg, Pb und Cu in den Reststoffen auf die SKE der MVA A

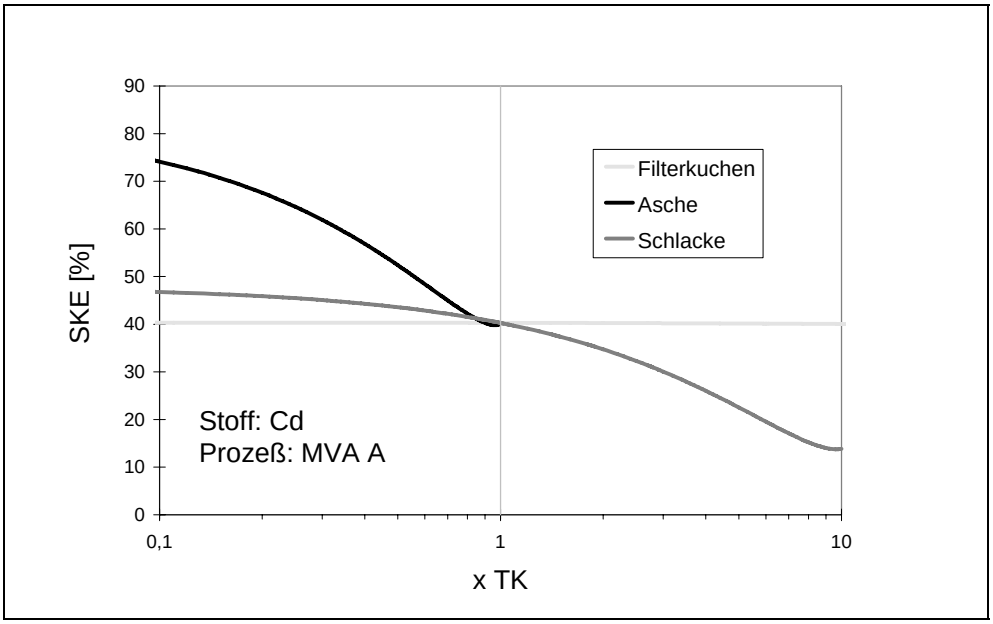


Abbildung 8-11: Einfluß der Transferkoeffizienten in die Reststoffe auf die SKE für Cd der MVA A

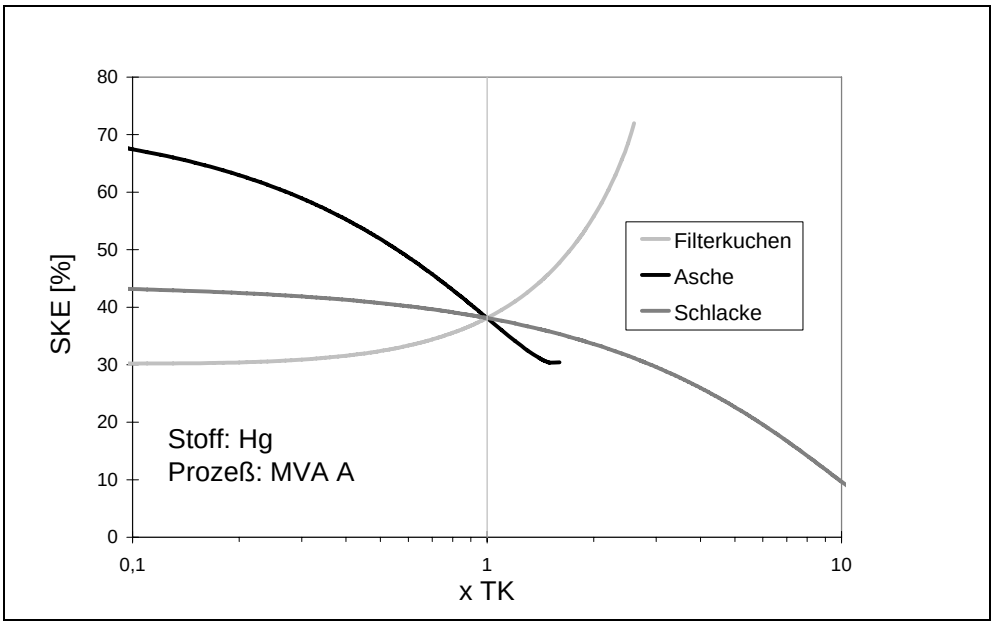


Abbildung 8-12: Einfluß der Transferkoeffizienten in die Reststoffe auf die SKE für Hg der MVA A

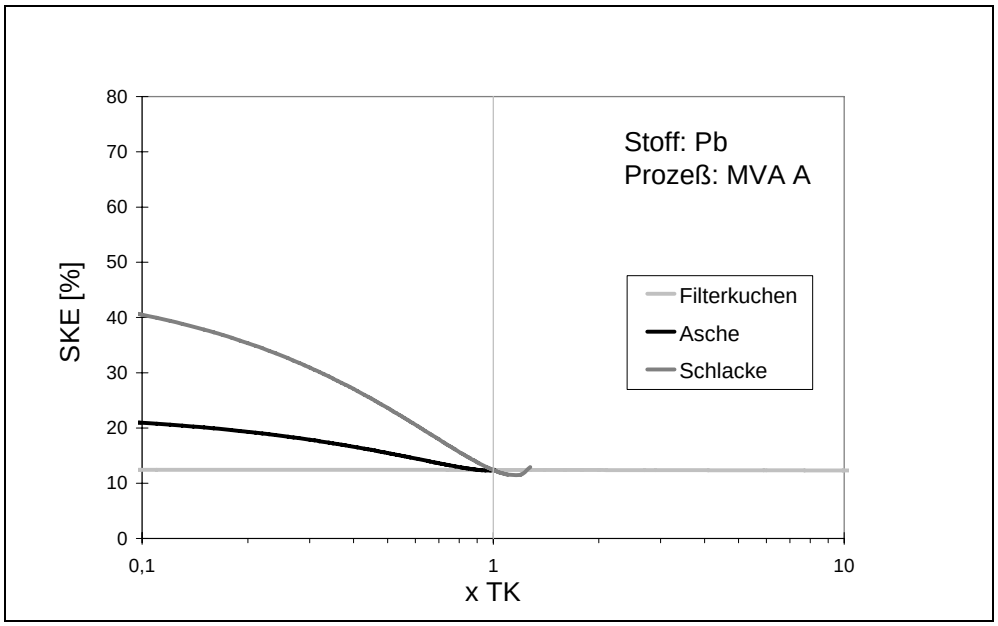


Abbildung 8-13: Einfluß der Transferkoeffizienten in die Reststoffe auf die SKE für Pb der MVA A

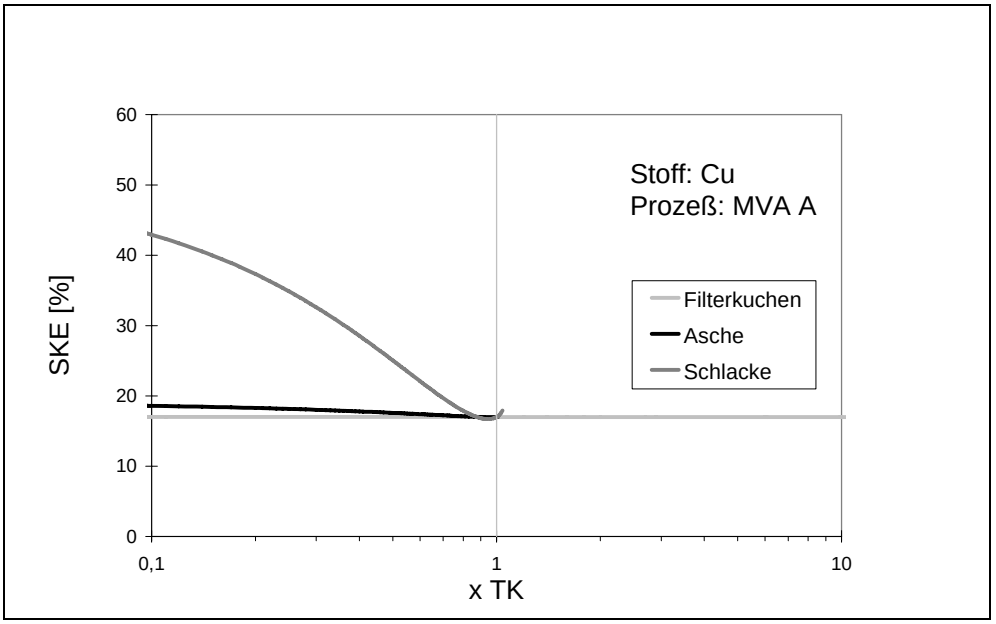


Abbildung 8-14: Einfluß der Transferkoeffizienten in die Reststoffe auf die SKE für Cu der MVA A

8.4 Ausgewählte Stoffverteilungen der MVA A

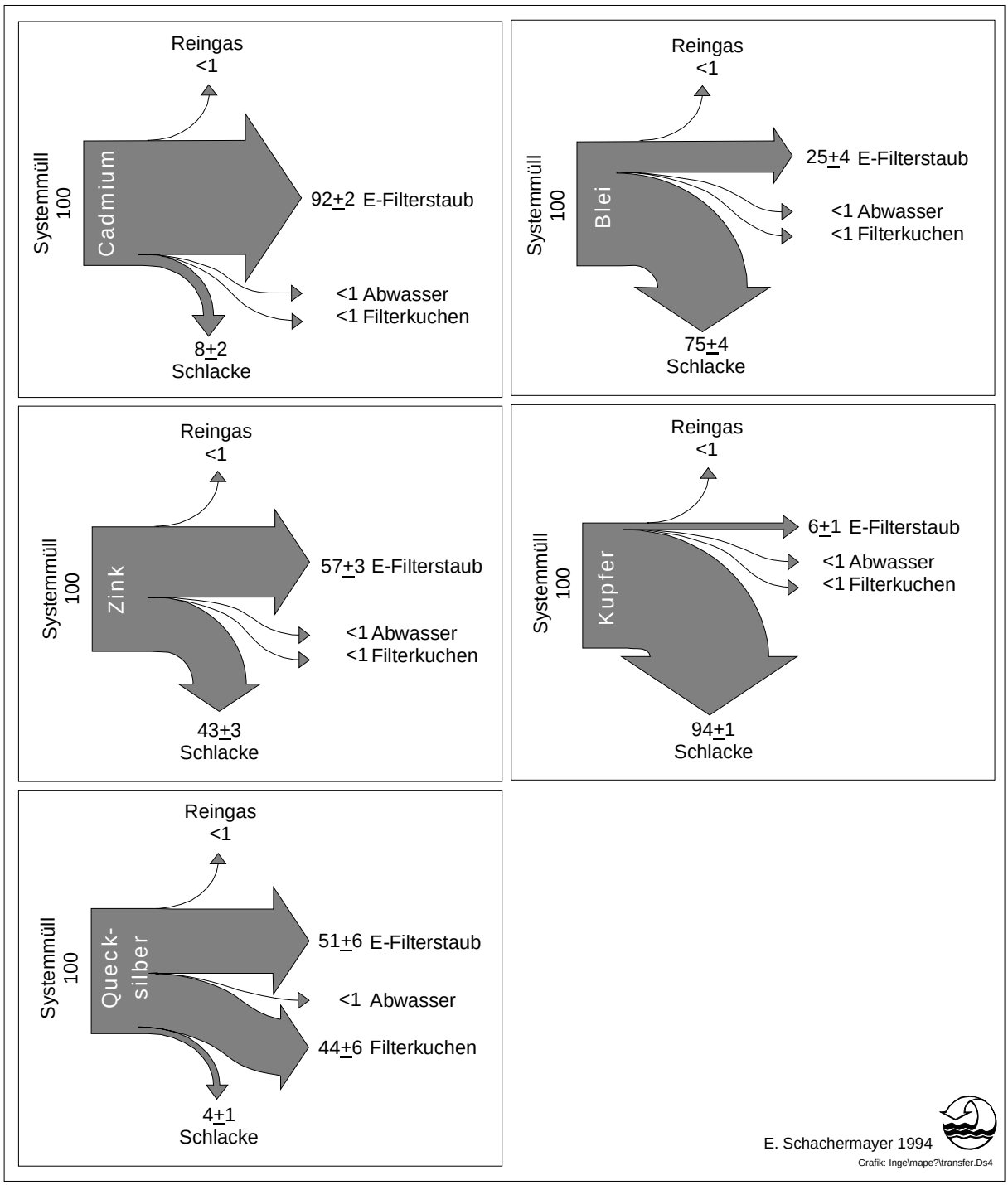


Abbildung 8-15: Stoffverteilung [%] der MVA A für ausgewählte Metalle; [Schachermayer et al., 1995]

8.5 Einfluß der Verteilung von Cd, Hg, Pb und Cu in den Reststoffen auf die SKE der MVA B

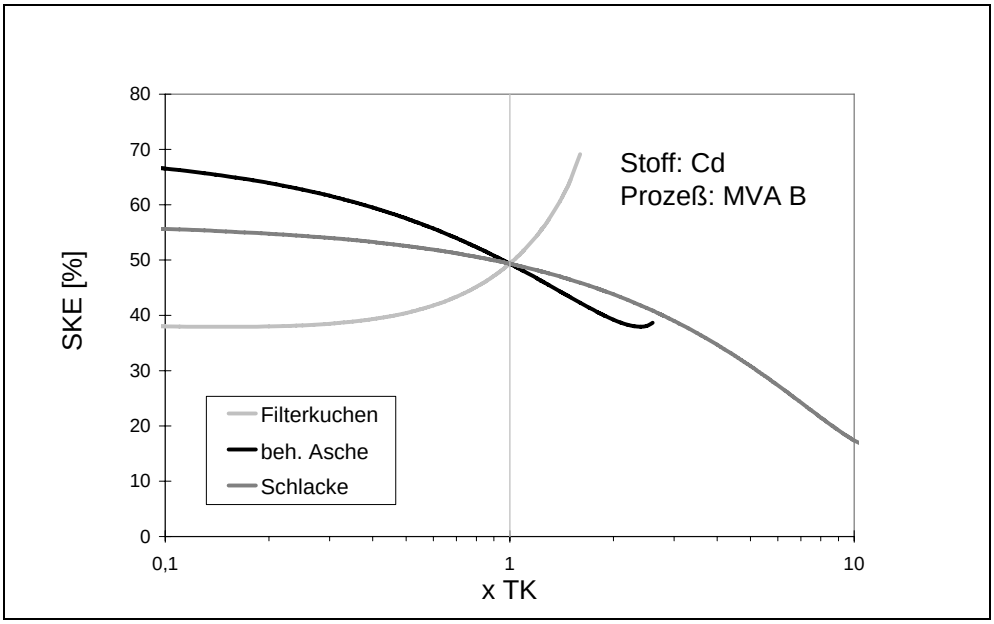


Abbildung 8-16: Einfluß der Transferkoeffizienten in die Reststoffe auf die SKE für Cd der MVA B

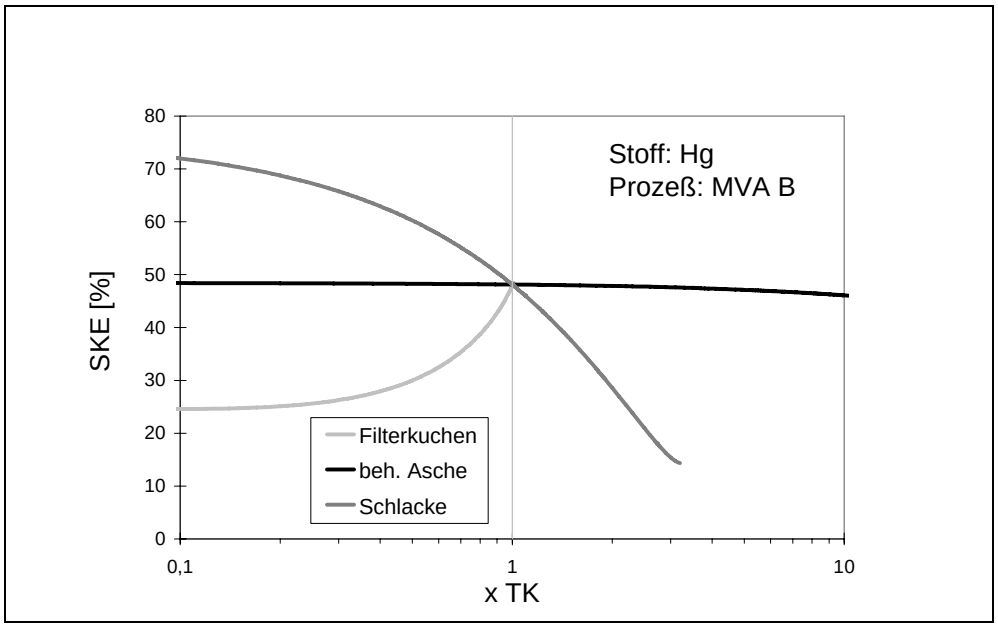


Abbildung 8-17: Einfluß der Transferkoeffizienten in die Reststoffe auf die SKE für Hg der MVA B

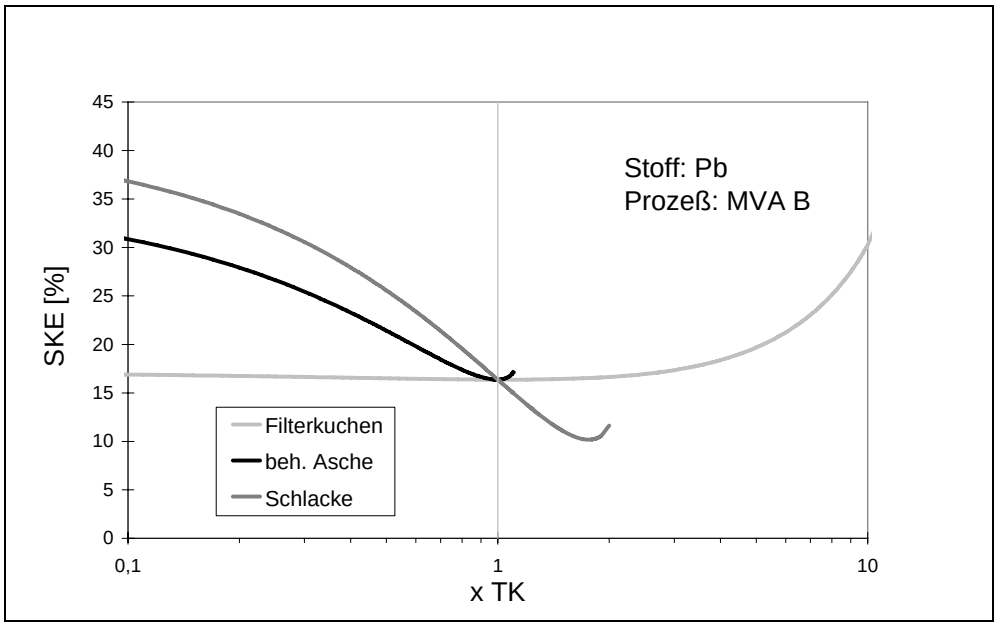


Abbildung 8-18: Einfluß der Transferkoeffizienten in die Reststoffe auf die SKE für Pb der MVA B

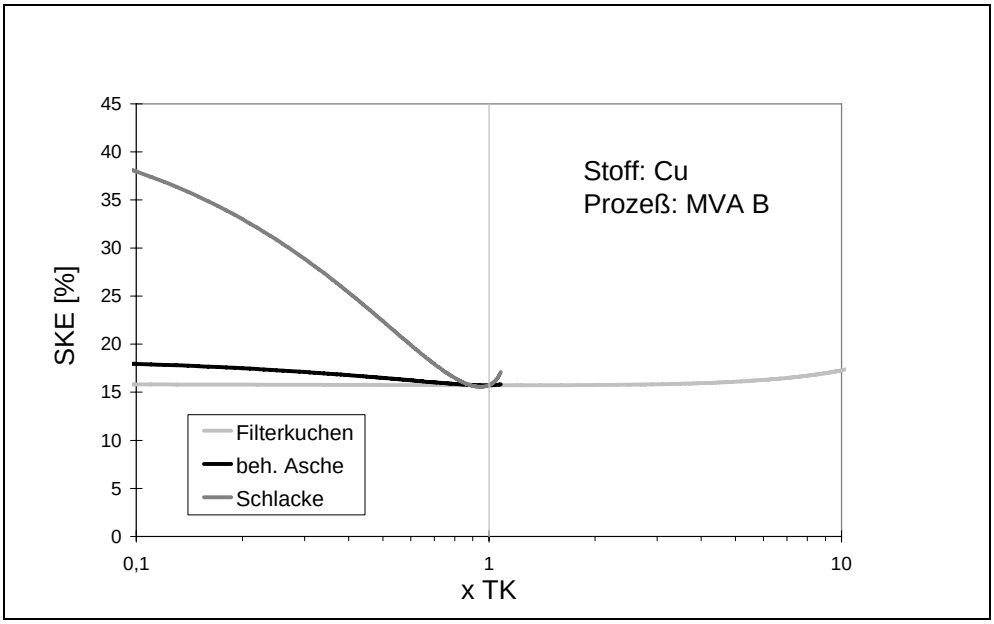


Abbildung 8-19: Einfluß der Transferkoeffizienten in die Reststoffe auf die SKE für Cu der MVA B

8.6 Ausgewählte Stoffverteilungen der MVA B

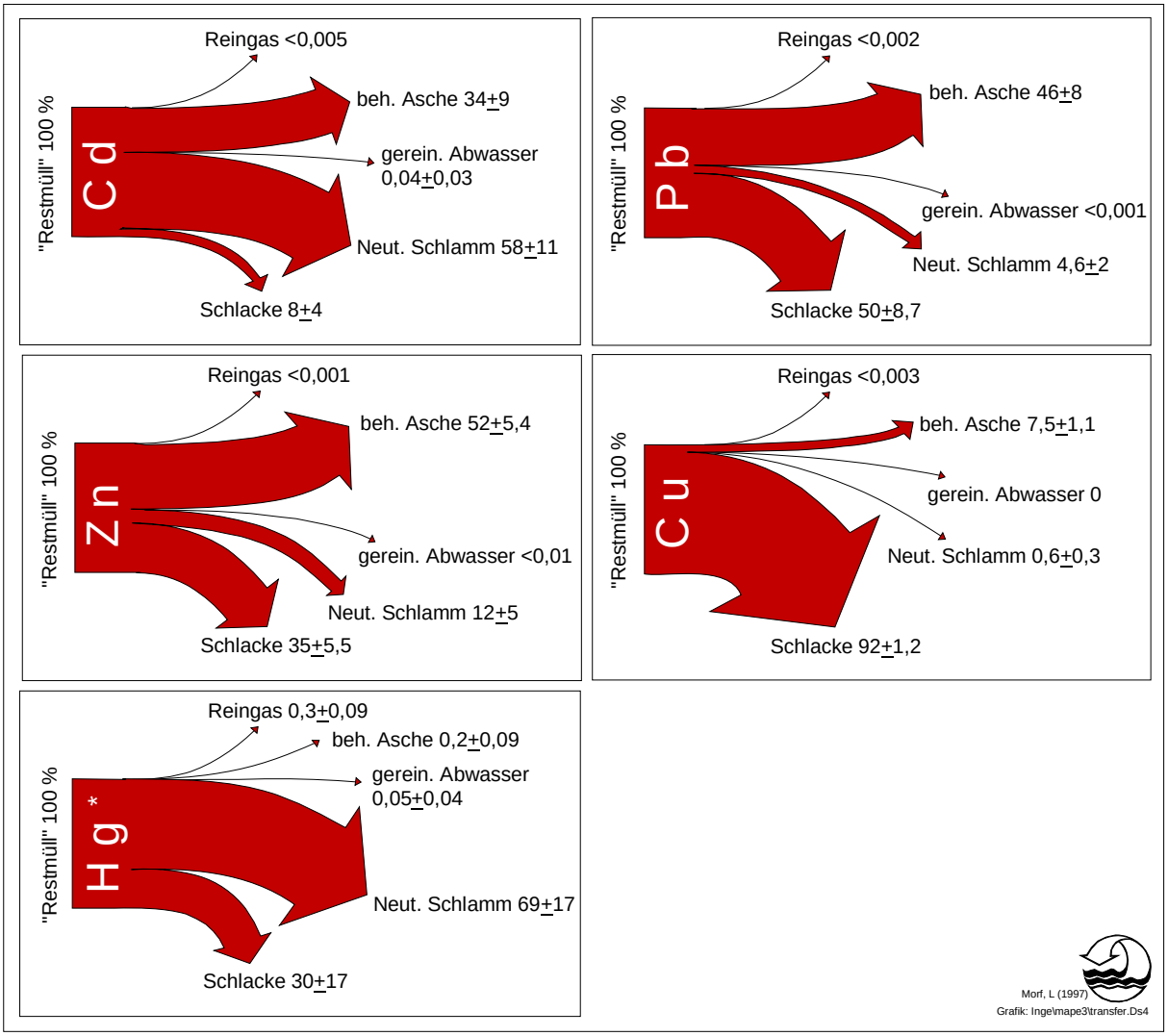


Abbildung 8-20: Stoffverteilung [%] der MVA B für ausgewählte Metalle; [Morf et al., 1997a]

8.7 Standardabweichungen der Stoffkonzentrationen in den Reststoffen der MVAen A und B

Tabelle 8-1: Standardabweichungen des Mittelwertes der Konzentrationen ausgewählter Stoffe in den Reststoffen der MVAen A und B; [mg/kg TS]

	Cd	Hg	Pb	Zn
MVA A				
Filterkuchen	0,4	60	300	28
Asche	20,6	2,8	368	976
Schlacke	0,4	0,02	237	95
MVA B				
Filterkuchen	314	34	1.524	10.992
beh. Asche	2,8	0,003	502	882
Schlacke	0,7	0,35	165	204

8.8 Einfluß der Cd- und Hg-Konzentrationen im Input auf die SKE der MVAen A und B

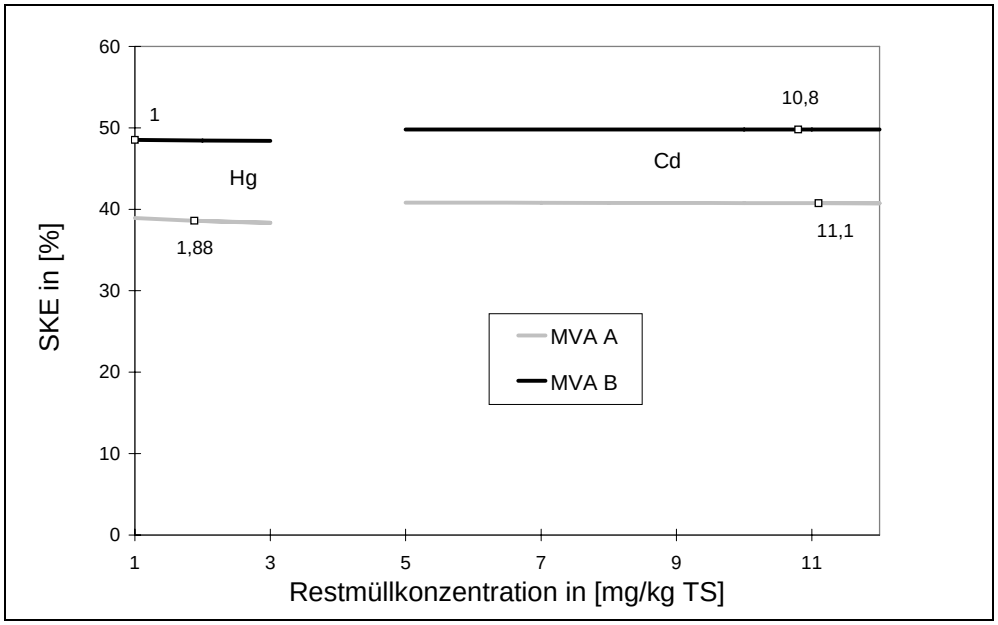


Abbildung 8-21: Einfluß der Cd- und Hg-Konzentration im Input (Restmüll) auf die SKE der MVAen A und B

8.9 Inputdaten zur Berechnung der SKE der Baurestmassensortieranlagen

Tabelle 8-2: Spezifische Massenflüsse [kg/t Abfallinput] und ausgewählte Stoffkonzentrationen in In- und Outputgütern einer trockenen Baurestmassensortieranlage; [Brunner & Stämpfli, 1993]

	Masse kg/t	Zn mg/kg	Pb mg/kg	Cr mg/kg	Cu mg/kg	Cd mg/kg	Hg mg/kg	Al g/kg	Fe g/kg
Baustellenabfälle	1.000	790	630	150	670	1	0,2	9,5	40
Fraktion 1	450	540	200	160	47	0,7	0,2	9	12
Fraktion 2	250	1.400	940	90	420	2,3	0,3	8	16
Fraktion 3	270	170	930	130	330	0,5	0,1	12	20
Metalle	30	4.900	1.800	760	11.500	n.b.	n.b.	8	800

Tabelle 8-3: Spezifische Massenflüsse [kg/t Abfallinput] und ausgewählte Stoffkonzentrationen in In- und Outputgütern einer nassen Baurestmassensortieranlage; [Schachermayer et al., 1997]

	Masse kg/t	Zn mg/kg	Pb mg/kg	Cr mg/kg	Cu mg/kg	Cd mg/kg	Hg mg/kg	Al g/kg	Fe g/kg
Bauschutt	1.000	35	38	20	12	0,2	0,09	9	10
Fraktion 1	245	30	62	19	10	0,14	0,04	9	8
Fraktion 2	358	29	36	23	11	0,2	0,04	8,6	7,8
Fraktion 3	302	34	21	19	13	0,2	0,09	7,6	7,6
Leichtgut	13	73	25	66	15	0,6	0,19	13	8,6
Abwassersediment	79	132	85	36	40	0,62	0,6	20	13
Abwasser	3.300	0,001	0,001	0,013	0,012	$5\ 10^{-5}$	10^{-4}	10^{-4}	10^{-5}
Metalle	3	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	800

8.10 Inputdaten zu Kapitel 4.2

Tabelle 8-4: Spezifische Massenflüsse [kg TS/t Abfallinput TS] und ausgewählte Stoffkonzentrationen [mg TS/kg] zur Berechnung der SKE der Verfahrenskombination MBA + "neuartige" IVA; [Fehringer et al., 1997]; gerundet

	Masse	Cd	Hg	Pb	Zn
	kg TS/t TS		mg/kg TS		
Restmüll	1.000	8,4	0,8	490	1.300
Rotteendprodukt	390	9	2	870	2.750
Grobasche	51	24	0,06	1.500	6.270
beh. Asche	13	500	0,47	18.600	26.600
Filterkuchen	1	7,6	290	320	670

Tabelle 8-5: Spezifische Massenflüsse [kg TS/t Abfallinput TS] und ausgewählte Stoffkonzentrationen [mg/kg TS] zur Berechnung der SKE der Verfahrenskombination MBA + konventionelle IVA; [Fehringer et al., 1997]; gerundet

	Masse	Cd	Hg	Pb	Zn
	kg TS/t TS		mg/kg TS		
Restmüll	1.000	8,4	0,8	490	1.300
Rotteendprodukt	390	9	2	870	2.750
Bettasche	6	24	0,5	990	3.100
Filterasche	57	131	1,1	5.400	11.300
Filterkuchen	1	7,6	240	320	670

Tabelle 8-6: Spezifische Massenflüsse [kg TS/t Abfallinput TS] und ausgewählte Stoffkonzentrationen [mg TS/kg] zur Berechnung der SKE der Verfahrenskombination MBA + konventionelle IVA ohne weitergehende Rauchgasreinigung; [Fehringer et al., 1997]; gerundet

	Masse	Cd	Hg	Pb	Zn
	kg/t		mg/kg		
Restmüll	1.000	8,4	0,8	490	1.300
Rotteendprodukt	390	9	2	870	2.750
Reingas	1.700	0,01 - 0,31	0,01 - 0,05	0,4 - 0,6	0,4 - 8
Bettasche	6	24	0,47	1.500	7.300
Filterasche	57	120	4	5.300	11.000

8.11 Inputdaten zu Kapitel 4.3

Tabelle 8-7: Rohdaten zur Berechnung der SKE_{tot} für die Szenarien in Abbildung 4-29; min, max beziehen sich auf die Emissionen; [Fehringer et al., 1997]

Szenario 1	Massen	Cd		Hg		Pb		Zn	
t/a		min	max	min	max	min	max	min	max
Atmosphäre	-	0,07	0,29	0,05	0,18	4,44	10,15	7,94	34,82
Hydrosphäre	-	0,01	0,01	0,00	0,00	0,44	0,44	1,32	1,32
Stoffl. Nutzung	3.387.833	3,49	3,45	0,68	0,67	113,83	113,79	792,12	791,89
Massenabfalldeponie	2.436.200	28,71	28,71	2,15	2,15	1.112,70	1.112,70	2.129,79	2.129,79
Reststoffdeponie	239.740	1,07	0,88	0,27	0,17	265,86	260,19	333,46	306,81
Untertagedeponie	23.743	3,67	3,67	0,83	0,83	78,79	78,79	276,37	276,37
Σ	6.087.515	37,01	37,01	3,99	3,99	1.576,06	1.576,06	3.541,01	3.541,01

Szenario 1b	Massen	Cd		Hg		Pb		Zn	
t/a		min	max	min	max	min	max	min	max
Atmosphäre	-	0,08	0,31	0,07	0,24	4,48	10,25	8,10	35,11
Hydrosphäre	-	0,01	0,01	0,00	0,00	0,53	0,54	1,37	1,38
Stoffl. Nutzung	3.399.064	3,58	3,53	0,78	0,72	130,09	130,00	865,90	865,61
Massenabfalldeponie	2.093.888	26,35	26,03	1,90	1,79	992,16	978,63	1.921,35	1.913,01
Reststoffdeponie	280.157	1,41	1,27	0,28	0,17	296,65	294,21	399,14	376,44
Untertagedeponie	34.385	5,59	5,85	0,96	1,07	152,16	162,43	345,14	349,45
Σ	5.807.495	37,01	37,01	3,99	3,99	1.576,06	1.576,06	3.541,01	3.541,01

Szenario 2a	Massen	Cd		Hg		Pb		Zn	
t/a		min	max	min	max	min	max	min	max
Atmosphäre	-	0,08	0,31	0,08	0,25	4,51	10,28	8,26	35,27
Hydrosphäre	-	0,01	0,01	0,00	0,00	0,86	0,86	1,70	1,70
Stoffl. Nutzung	3.414.240	3,58	3,53	0,78	0,72	130,09	130,00	865,90	865,61
Massenabfalldeponie	1.556.205	21,42	21,42	0,96	0,96	610,03	610,03	1.390,87	1.390,87
Reststoffdeponie	450.655	1,72	1,53	0,31	0,21	609,46	603,78	623,36	596,63
Untertagedeponie	51.703	10,21	10,21	1,86	1,86	221,11	221,11	650,93	650,93
Σ	5.472.802	37,01	37,01	3,99	3,99	1.576,06	1.576,06	3.541,01	3.541,01

Szenario 2b	Massen	Cd		Hg		Pb		Zn	
t/a		min	max	min	max	min	max	min	max
Atmosphäre	-	0,02	0,02	0,05	0,05	0,12	0,12	1,01	1,01
Hydrosphäre	-	0,04	0,04	0,00	0,00	1,55	1,55	3,36	3,36
Stoffl. Nutzung	1.180.011	0,23	0,23	0,05	0,05	25,54	25,54	182,40	182,40
Massenabfalldeponie	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Reststoffdeponie	1.733.914	2,91	2,91	0,16	0,16	1.153,47	1.153,47	1.440,84	1.440,84
Untertagedeponie	196.527	33,82	33,82	3,73	3,73	395,38	395,38	1.913,40	1.913,40
Σ	3.110.452	37,01	37,01	3,99	3,99	1.576,06	1.576,06	3.541,01	3.541,01

Szenario 3a	Massen	Cd		Hg		Pb		Zn	
t/a		min	max	min	max	min	max	min	max
Atmosphäre	-	0,11	0,34	0,07	0,25	4,49	10,27	8,15	35,17
Hydrosphäre	-	0,01	0,01	0,00	0,00	0,66	0,70	1,48	1,49
Stoffl. Nutzung	3.416.532	3,58	3,53	0,78	0,72	130,09	130,00	865,90	865,61
Massenabfalldeponie	1.750.892	23,71	22,58	1,83	1,44	846,92	798,66	1.754,17	1.724,40
Reststoffdeponie	309.885	1,83	1,82	0,28	0,17	331,51	337,41	479,75	467,39
Untertagedeponie	42.314	7,78	8,73	1,03	1,41	262,40	299,03	431,55	446,95
Σ	5.519.623	37,01	37,01	3,99	3,99	1.576,06	1.576,06	3.541,01	3.541,01

Szenario 3b	Massen	Cd		Hg		Pb		Zn	
t/a		min	max	min	max	min	max	min	max
Atmosphäre	-	0,15	0,68	0,08	0,45	4,79	11,26	8,31	37,92
Hydrosphäre	-	0,01	0,01	0,00	0,00	0,46	0,45	1,24	1,23
Stoffl. Nutzung	3.423.267	5,35	5,74	0,82	0,83	230,88	254,52	981,96	996,48
Massenabfalldeponie	1.750.892	23,71	22,58	1,83	1,44	846,92	798,66	1.754,17	1.724,40
Reststoffdeponie	276.213	3,06	3,28	0,32	0,34	383,78	401,93	483,82	469,48
Untertagedeponie	31.293	4,73	4,73	0,94	0,94	109,24	109,24	311,49	311,49
Σ	5.481.665	37,01	37,01	3,99	3,99	1.576,06	1.576,06	3.541,01	3.541,01

Fortsetzung Tabelle 8-7

Szenario 4a	Massen	Cd		Hg		Pb		Zn	
t/a		min	max	min	max	min	max	min	max
Atmosphäre	-	0,08	0,31	0,08	0,25	4,51	10,28	8,26	35,27
Hydrosphäre	-	0,01	0,01	0,00	0,00	0,86	0,86	1,70	1,70
Stoffl. Nutzung	3.434.433	3,58	3,53	0,78	0,72	130,09	130,00	865,90	865,61
Massenabfalldeponie	1.556.205	21,42	21,42	0,96	0,96	610,03	610,03	1.390,87	1.390,87
Reststoffdeponie	335.633	2,20	2,01	0,28	0,18	388,37	382,69	654,94	628,21
Untertagedeponie	49.181	9,73	9,73	1,89	1,89	442,20	442,20	619,35	619,35
Σ	5.375.453	37,01	37,01	3,99	3,99	1.576,06	1.576,06	3.541,01	3.541,01
Szenario 4b	Massen	Cd		Hg		Pb		Zn	
t/a		min	max	min	max	min	max	min	max
Atmosphäre	-	0,16	0,73	0,18	0,66	5,17	12,02	8,68	41,52
Hydrosphäre	-	0,01	0,01	0,00	0,00	0,42	0,42	1,10	1,10
Stoffl. Nutzung	3.445.365	6,49	6,29	1,21	0,94	349,20	348,46	1.163,51	1.163,04
Massenabfalldeponie	1.556.205	21,42	21,42	0,96	0,96	610,03	610,03	1.390,87	1.390,87
Reststoffdeponie	280.981	4,21	3,83	0,71	0,51	502,00	495,88	665,36	632,98
Untertagedeponie	31.293	4,73	4,73	0,94	0,94	109,24	109,24	311,49	311,49
Σ	5.313.844	37,01	37,01	3,99	3,99	1.576,06	1.576,06	3.541,01	3.541,01
Szenario 5	Massen	Cd		Hg		Pb		Zn	
t/a		min	max	min	max	min	max	min	max
Atmosphäre	-	0,04	0,13	0,09	0,25	0,33	1,06	4,02	10,91
Hydrosphäre	-	0,03	0,03	0,00	0,00	1,43	1,43	2,92	2,92
Stoffl. Nutzung	3.506.900	2,46	2,44	0,83	0,76	125,03	124,86	546,33	545,33
Massenabfalldeponie	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Reststoffdeponie	701.564	4,82	4,75	0,32	0,23	784,68	784,13	1.413,19	1.407,30
Untertagedeponie	117.440	29,66	29,66	2,75	2,75	664,58	664,58	1.574,55	1.574,55
Σ	4.325.904	37,01	37,01	3,99	3,99	1.576,06	1.576,06	3.541,01	3.541,01

8.12 Inputdaten zu Kapitel 4.4

Tabelle 8-8: Spezifische Massenflüsse in [kg/t] zur Berechnung von Abbildung 4-33

	Altstoffe und Restmüll in kg pro Tonne anfallenden Abfalls				
	1993	1994	1995	1996	Prognose
Papier, Pappe, Karton	152	168	170	175	234
Biogene Abfälle	79	121	145	144	244
Kunststoffe	4	27	35	36	51
Glas	74	80	77	73	96
Textilien	5	8	7	7	13
Metalle	38	47	47	50	61
Restmüll	648	549	520	515	297
Σ	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000

*Tabelle 8-9: Ausgewählte Stoffkonzentrationen in Altstoffen und Restmüll; nach [Morf & Brunner, 1998]; *eigene Annahme; gerundet*

	Cd	Hg	Pb	Zn
		mg/kg		
Papier, Pappe, Karton	0,3	0,1	26	190
Biogene Abfälle	0,8	0,1	12	20
Kunststoffe	31	0,2	390	420
Glas	1	0,1*	11	3
Textilien	0,01	0,01	97	710
Metalle	39	52	4.100	7.300
Restmüll	10	1	600	830

8.13 Zuordnung der Literaturzitate zu den Auswahlkriterien

Tabelle 8-10: Zuordnung der Literaturzitate zu den Auswahlkriterien aus Kapitel 1

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22
Energieausbeute und/oder Energieaufwand	x		x	x			x	x	x	x			x	x	x			x				x
Volumenreduktion			x			x	x			x		x	x	x	x					x		x
Flächenbedarf			x				x			x			x		x							x
Wirtschaftlichkeit								x	x	x				x	x					x		x
Arbeitshygiene						x				x												
flüssige und/oder gasförmige Emissionen	x	x	x	x	x	x	x		x	x			x		x	x	x	x	x	x	x	x
direkt und/oder indirekt substituierte Emissionen	x						x										x					
Auslaugtests und Sickerwasserkonzentrationen	x	x	x									x				x	x	x		x	x	
mechanische Eigenschaften																				x	x	
Menge u./o. Einsatz- bzw. Absatzmöglichkeiten der Reststoffe			x				x	x	x						x			x			x	x
stoffliche Zusammensetzung der Reststoffe											x									x	x	
Abbau des organischen Kohlenstoffes			x			x				x		x		x				x		x		
Verfügbarkeit und/oder Entsorgungssicherheit			x					x	x						x							x

Gebler, 1992	1	Turk et al., 1995	12
IFEU, 1992	2	Scheffold, 1995	13
Mayer et al., 1993	3	Pahl, 1995	14
Axthammer, 1993	4	Ryser, 1996	15
Kuchta, 1993	5	Frost et al., 1996a	16
Lahl et al., 1994	6	Frost et al., 1996b	17
Depmeier et al., 1995	7	Blume, 1996	18
Linder et al., 1995	8	Jager et al., 1997	19
Nottrodt, 1995	9	Doedens, 1997	20
Oest et al., 1995	10	Stahlberg & Calaminus, 1998	21
Spillmann et al., 1995	11	Kaimer & Schade, 1999	22

Bemerkung: Die Zuordnung ist nicht immer eindeutig möglich und sagt nichts darüber aus, wie umfassend ein Auswahlkriterium in der betreffenden Literaturstelle behandelt wurde.

8.14 Restmüllmatrix

Tabelle 8-11: Restmüllmatrix nach [Morf & Brunner, 1998]; Auszug

Güter/Stoffe	**G**[1] g/ kgRM	**WG** g/ kgRM	**Hu** MJ/ kgRM	**C** g/ kgRM	**Pb** g/ kgRM	**Zn** g/ kgRM	**Cl** g/ kgRM	**F** mg/ kgRM	**Cd** mg/ kgRM	**Hg** mg/ kgRM
Papier, Pappe, Karton	200	34[8]	2,8[3]	82[3]	0,0052[3]	0,038[3]	0,26[3]	0,46[6]	0,05[3]	0,012[3]
biogene Abfälle	255	190[8]	k. A.	14[7]	0,003[8]	0,005[8]	0,25[8]	0,28[6]	0,21[8]	0,026[7]
Kunststoffe	93	1,9[3]	3,3[3]	65[3]	0,036[3]	0,039[3]	1,11[3]	1,0[6]	2,9[3]	0,019[3]
Glas	63	k. A.	k. A.	k. A.	0,0007[8]	0,0002[8]	0,13[8]	k. A.	0,05[8]	k. A.
Textilien	31	3,1[8]	0,4[3]	22[3]	0,003[3]	0,022[3]	0,37[3]	k. A.	0,00028[3]	0,0003[3]
Metalle	44	k. A.	k. A.	k. A.	0,18[6]	7,2[6]	k. A.	k. A.	39[6]	52[6]
Verbundstoffe	113	7,4[8]	k. A.	k. A.	0,0003[8]	0,0053[8]	0,034[8]	4,2[8]	k. A.	k. A.
mineralische Stoffe	100	10[5]	k. A.	6[5]	0,005[5]	0,0045[5]	k. A.	k. A.	0,015[5]	0,03[5]
Problemstoffe	15	k. A.	k. A.	k. A.	k. A.	k. A.	k. A.	k. A.	k. A.	k. A.
Holz, Leder, Gummi, Rest	86	8,6[4]	2[4]	44[4]	0,022[4]	0,18[4]	1,55[4]	k. A.	0,31[4]	0,39[4]
totaler Restmüll (Summe)	1000	254	8,4	233	0,25	0,29	3,6	5,9	3,5	0,5
totaler Restmüll (berechnet)	k. A.	255[9]	9	190[9]	0,6[9]	0,83[9]	6,4[9]	k. A.	8[9]	1,3[9]

Legende auf der nächsten Seite

Legende zu Tabelle 8-11

RM Restmüll
k. A. keine Angabe

(1) Bundesabfallwirtschaftsplan (1995)

(3) Fehringer, R., Rechberger, H., Pesonen, H.-L., Brunner, P.H., (1997) "Auswirkungen unterschiedlicher Szenarien der thermischen Verwertung von Abfällen in Österreich (ASTRA)". Hrsg. Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft, Abteilung Abfallwirtschaft, Technische Universität Wien, Wien.

(4) nach Fehringer (1997); Mittelwert aus "Chromlederabfälle aus der Verarbeitung" (SN 14702) und "Gummi" (SN 57501)

(5) Schachermayer, E., Lahner, T., Brunner, P.H., (1997) "Stoffflußanalyse und Vergleich zweier Aufbereitungstechniken für Baurestmassen". Hrsg. Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft, Abteilung Abfallwirtschaft, Technische Universität Wien

(6) Franke, B. et al. (1992) "Vergleich der Auswirkungen verschiedener Verfahren der Restmüllbehandlung aus die Umwelt und die menschliche Gesundheit", ifeu - Institut für Energie und Umweltforschung Heidelberg

(7) Wiemer, K., Kern, M. (1995) "Biologische Abfallbehandlung II - Kompostierung, Anaerobtechnik, Kalte Vorbehandlung, Klärschlammverwertung", MIC-Verlag Witzenhausen BRD, Witzenhausen.

(8) Maystre, L., Viret, F. (1995) "A goal-oriented characterization of urban waste", *Waste Management & Research (1995)* ***13****, 207-218*

(9) Schachermayer, E., Bauer, G., Ritter, E., Brunner, P.H., (1994) "Messung der Güter- und Stoffbilanz einer Müllverbrennungsanlage - MAPE", In: Monographie Nr. 56 des Umweltbundesamtes Wien. Hrsg. UBA, Wien.

Curriculum Vitae

Name:	Helmut Rechberger
Geburtsdatum:	21. Februar 1968
Geburtsort:	Linz, Oberösterreich

Ausbildung:

1974 - 1978	Volksschule Steyregg, OÖ
1978 - 1986	1. Bundesrealgymnasium Linz, mathematischer Zweig, Matura Auszeichnung
1986 - 1994	Maschinenbaustudium (Studienzweig Verfahrenstechnik) an der Technischen Universität Wien, Diplomarbeit über Computersimulation einer Biomasse-Vergasungsanlage am Institut für Verfahrenstechnik, Brennstofftechnik und Umwelttechnik bei Prof. A. Schmidt.
1995 - 1999	Doktoratsstudium an der Fakultät für Bauingenieurwesen der TU Wien, Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft bei Prof. P. H. Brunner
1996	Militärdienst im Streichorchester der Militärmusik der Gardekompanie in Wien

Berufliche Tätigkeit:

1994	Wissenschaftlicher Mitarbeiter am Institut für Verfahrenstechnik, Brennstoff-technik und Umwelttechnik, TU Wien
1994 -1996	Wissenschaftlicher Mitarbeiter am Institut für Wassergüte und Abfallwirt-schaft, TU Wien
1996 -	Universitätsassistent am Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft, TU Wien
1996 -	Mitglied im Ausschuß "Thermische Behandlung und Verwertung" des Öster-reichischen Wasser- und Abfallwirtschaftsverbandes