



umweltbundesamt^U

ABFALLVERMEIDUNG- UND - VERWERTUNG IN ÖSTERREICH

ANNEX zum Materialienband

Hubert Reisinger





INHALTSVERZEICHNIS ANNEX

ANNEX A – PLANUNGSGRUNDLAGEN	3
A.1 Probleme bei der Entwicklung einer Abfallvermeidungsstrategie	3
A.2 Analysemethoden zur Abfallvermeidung	3
A.2.1 Abfallfaktoren und ökologischer Fußabdruck.....	3
A.2.2 Materialintensitätsanalyse, ökologischer Rucksack und Öko-Kompass	3
A.2.3 Life Cycle Assessment (LCA)	3
A.2.4 Produktlinienanalyse und Ganzheitliche Bilanzierung	3
A.2.5 Umweltrisikoaabschätzung	3
A.2.6 Material-, Güter- und Stoffflussanalyse.....	3
A.2.7 Kosten-Nutzen-Analyse und Kosten-Wirksamkeits-Analyse	3
A.2.8 Methoden der Volkswirtschaftlichen Gesamtrechnung.....	3
A.2.9 Systemsimulation	3
A.2.10 Systemoptimierung.....	3
A.2.11 Überblick über die Analysemethoden	3
A.3 Analyse-Werkzeuge (Tools)	3
A.3.1 Informationssysteme	3
A.3.2 Computermodelle der volkswirtschaftlichen Gesamtrechnung.....	3
A.3.3 Simulationsmodelle	3
A.3.4 Optimierungsmodelle	3
A.4 Die Strukturierte Analyseplanung zur Entwicklung von Abfallvermeidungs- und -verwertungsstrategien	3
A.5 Grundlagen zur Festlegung der Indikatoren	3
A.6 Impact Assessment	3
A.7 Literatur zu Annex A	3
ANNEX B – DURCH ABFALL VERURSACHTE PROBLEME	3
B.1 Schadstoffe, die in Abfällen enthalten sein können	3
B.1.1 Schwermetalle, Halbmetalle und deren Verbindungen.....	3
B.1.2 Aluminium.....	3
B.1.3 Andere schädliche anorganische Verbindungen	3
B.1.4 Organische Halogen-Verbindungen.....	3
B.1.5 Aromatische-Verbindungen.....	3
B.1.6 Sonstige organische-Verbindungen.....	3
B.1.7 Organozinnverbindungen.....	3
B.2 Produkte/Abfälle mit hohem Gesundheits-/Umweltgefährdungspotenzial	3
B.2.1 Herbizide	3
B.2.2 Pestizide	3
B.2.3 Holzimprägnierungen	3
B.2.4 Flammschutzmittel	3
B.2.5 Industrielle Lösungsmittel.....	3
B.2.6 Waschmittel und Detergenzien	3
B.2.7 PVC	3



B.2.8	Umwelthormone	3
B.2.9	Elektroaltgeräte	3
B.2.10	Altbatterien	3
B.2.11	Altfahrzeuge und Shredderleichtfraktion.....	3
B.3	Probleme bei der Abfallbehandlung	3
B.3.1	Probleme bei der Deponierung	3
B.3.2	Probleme bei der Abfallverbrennung	3
B.3.3	Probleme bei der Mechanisch-Biologischen Behandlung	3
B.4	Ressourcenverknappung	3
B.5	Literatur Annex B	3
ANNEX C – RESTMÜLLZUSAMMENSETZUNG		3
C.1	Zusammensetzung des Restmülls nach Fraktionen	3
C.2	Stoffliche Zusammensetzung der Restmüllfraktionen	3
C.3	Literatur zu Annex C	3

ANNEX A – PLANUNGSGRUNDLAGEN

Ausgehend von einer Analyse der Schwierigkeiten bei der Entwicklung einer Abfallvermeidungsstrategie wird ein Überblick über die gängigen Verfahren zur Analyse von Stoff- und Abfallströmen bzw. zur Strategieentwicklung im Rahmen der integrierten Ressourcenplanung gegeben.

A.1 Probleme bei der Entwicklung einer Abfallvermeidungsstrategie

Problem: Viele Einflussfaktoren liegen außerhalb der Abfallwirtschaft und beeinflussen sich auch untereinander:

Den Entwicklungen beim Abfallaufkommen liegen verschiedene Faktoren, wie Wirtschafts- und Bevölkerungswachstum, Produktions- und Verbrauchsmuster sowie technische Innovationen zugrunde. Aufgrund des engen Zusammenhangs dieser Faktoren ist es schwierig, Abfallvermeidung, Ressourcenmanagement und Produktpolitik getrennt zu behandeln.

Problem: Was zählt zum Abfall, was nicht?

Die Entwicklung einer Abfallvermeidungsstrategie wird durch Schwierigkeiten bei der Definition und Abgrenzung von Abfällen behindert:

Während zum Beispiel das pro Kopf-Aufkommen von gefährlichem Abfall und von Hausmüll in Österreich und Deutschland durchaus vergleichbar ist, übersteigt das pro Kopf-Aufkommen des gesamten Abfalls in Österreich den deutschen Wert um das 6,5fache (siehe Tabelle 1). Dies kann als Indiz dafür gewertet werden, dass der Begriff Abfall in Österreich und Deutschland anders definiert ist. Als Folge davon sind Analysen auf Basis internationaler Vergleiche nur beschränkt möglich.

Tabelle 1: Spezifisches Abfallaufkommen in Österreich und Deutschland (EEA 2003).

Land	Aufkommen an Hausmüll im Jahr 2000 in kg/Kopf	Aufkommen an gefährlichen Abfällen im Jahr 1999 in kg/Kopf	Gesamtes Abfallaufkommen im Jahr 1999 in kg/Kopf
Österreich	556	120	6006
Deutschland	537	138	923

Problem: Mangelndes Wissen über Zusammensetzung des Abfalls und über Abfallaufkommen

In aller Regel ist Abfall keine eindeutig definierte Substanz, sondern ein Gemenge aus vielen Stoffen, welches sich über die Zeit in Zusammensetzung, Menge und Inhalt ständig ändert.

Lücken in der Abfallstatistik als Basis für die Analyse von Entwicklungen im Abfallbereich entstehen durch das Fehlen einer Berichtspflicht für „Nichtgefährliche Abfälle“. Das heißt, alle Statistiken in diesem Bereich basieren zu einem erheblichen Teil auf Abschätzungen.

Probleme bei der Festlegung, welcher Abfall mit Priorität vermieden werden sollte:

Abfallvermeidung ist kein Selbstzweck. Sie soll der Schonung von Ressourcen für zukünftige wirtschaftliche und soziale Aktivitäten, der Verminderung der Umweltbeeinträchtigung und der Verminderung des Gefahrenpotenziales für Menschen, Tiere und Umwelt dienen. Gleichzeitig sollen das gegenwärtige Wirtschaftswachstum nicht gebremst und finanzielle Ressourcen möglichst effizient eingesetzt werden. Eine effiziente Abfallvermeidungsstrategie muss sich somit auf jene Bereiche konzentrieren, in welchen mit den beschränkten verfügbaren Mitteln der größte Effekt erzielt wird.

Geht man von der Zielsetzung der Abfallvermeidung aus, so liegt die Priorität der Abfallvermeidung bei Abfällen, die

- entweder mit Ressourcen in Zusammenhang stehen, für die eine Verknappung bald zu erwarten ist, bzw. deren Verknappung das Wirtschaftswachstum und die soziale Entwicklung am stärksten beeinträchtigen,
- besonders starke Auswirkungen auf die Umwelt haben oder
- besonders gesundheitsgefährdend sind.

Prinzipiell sollten somit

- Abfälle auf Basis fossiler Brennstoffe,
- Abfälle, die zur Emission von Treibhausgasen, sauren Gasen, Staub und flüchtigen organischen Verbindungen beitragen,
- schwermetallhaltige Abfälle und
- Abfälle, die giftige organische Verbindungen enthalten

prioritär vermieden werden.

Eine weitere Eingrenzung, bzw. die Erstellung einer Prioritätenliste für einzelne Abfallklassen gestaltet sich aber schwierig, da

- wie oben erwähnt, Abfälle nicht eindeutig definiert sind,
- verschiedene Abfallklassen ähnliche Gefährdungspotenziale aufweisen können und
- kein allgemein gültiges Bewertungssystem besteht, welches es erlauben würde, zum Beispiel den Schaden einer Schwermetallvergiftung mit den Kosten einer Deponie, den Folgen der Treibhausgasemission oder den Folgen der Verknappung fossiler Brennstoffe eindeutig zu vergleichen. Als Folge besteht keine Einigkeit darüber, ob die Einsparung einer Tonne Hausmüll oder eines Kilogramms bleihaltiger Abfälle höher zu bewerten ist.

Probleme bei der Festlegung von Kriterien/Indikatoren zur Bewertung einer Abfallvermeidungsstrategie

Das Fehlen eines allgemein gültigen Bewertungssystems führt auch zu dem Problem, dass es schwierig ist festzulegen, nach welchen Kriterien der Erfolg einer Abfallvermeidungsstrategie bewertet werden soll. Der Indikator Abfallaufkommen ist zu wenig.

Zusätzlich müssen

- das spezifische Abfallaufkommen (pro Kopf, pro BIP),



- das Abfallaufkommen von besonders gefährlichen Stoffen,
- das Abfallvolumen und
- das Schädigungspotenzial

als Bewertungskriterien angezeigt werden.

Um das Abfallvermeidungspotenzial feststellen und die Wirkung von Maßnahmen zur Aktivierung dieses Potenziales vorweg abschätzen zu können, ist detailliertes Fachwissen über eine breite Palette von Industrie- und Wirtschaftsprozessen sowie über sozio-ökonomische Barrieren, die Verhaltensänderungen entgegenstehen, erforderlich.

A.2 Analysemethoden zur Abfallvermeidung

Dieses Kapitel gibt einen Überblick über Methoden, die zur Analyse des Ist-Zustandes und der zukünftigen Entwicklung von Produkten, Projekten und Systemen im Rahmen der Abfallwirtschaft verwendet werden. Der mögliche Einsatz der einzelnen Methoden als Planungsinstrument für Abfallwirtschaftspläne wird diskutiert.

A.2.1 Abfallfaktoren und ökologischer Fußabdruck

Abfallfaktoren werden eingesetzt, um mit relativ geringem Aufwand ein Bild von der Ist-Situation und der historischen Entwicklung eines abfallwirtschaftlichen Systems zu erhalten. Häufig wird das Abfallaufkommen mit der Bevölkerungszahl oder dem Bruttoinlandsprodukt in Beziehung gesetzt. Dies erlaubt einen Vergleich mit anderen Systemen und Ländern und eine Bestimmung der momentanen Position im internationalen Vergleich. Weiters können langfristige Trends identifiziert und zur Erstellung von Prognosen für die Zukunft genutzt werden. Dadurch ist eine Früherkennung von entstehenden Problemen möglich.

Abfallfaktoren können als Indikatoren auch zur Festlegung von Zielen und als Bezugsrahmen für die Zielerreichung eingesetzt werden.

Eine Größe, die häufig zur Beschreibung eines Wirtschaftssystems genutzt wird, ist der „Ökologische Fußabdruck“. Der „ökologische Fußabdruck“ Österreichs ist jene Fläche, welche zur Aufrechterhaltung des jährlichen sozio-ökonomischen Ressourcenverbrauchs, zur nachhaltigen Absorption von Abfall- und Schadstoffen und für die Infrastruktur notwendig ist, geteilt durch die Fläche Österreichs.

Der terrestrische ökologische Fußabdruck Österreichs (für die Funktionen Grünland, Ackerland, Wald, versiegelte Fläche und CO₂-Absorptionsfläche) ist zwischen 1988 und 2000 wegen der zunehmenden Treibhausgasemission und der zunehmenden Flächenversiegelung gestiegen und liegt beim 2,6fachen der Grundfläche Österreichs (ERB et al. 2002) (siehe Abbildung 1). Als ökologischer Fußabdruck für Westeuropa wurde ein Wert von 6 angegeben (HABERL 2004), wobei dieser gegenüber Österreich erhöhte Wert vor allem auf die erhöhte Einwohnerdichte zurückzuführen ist.

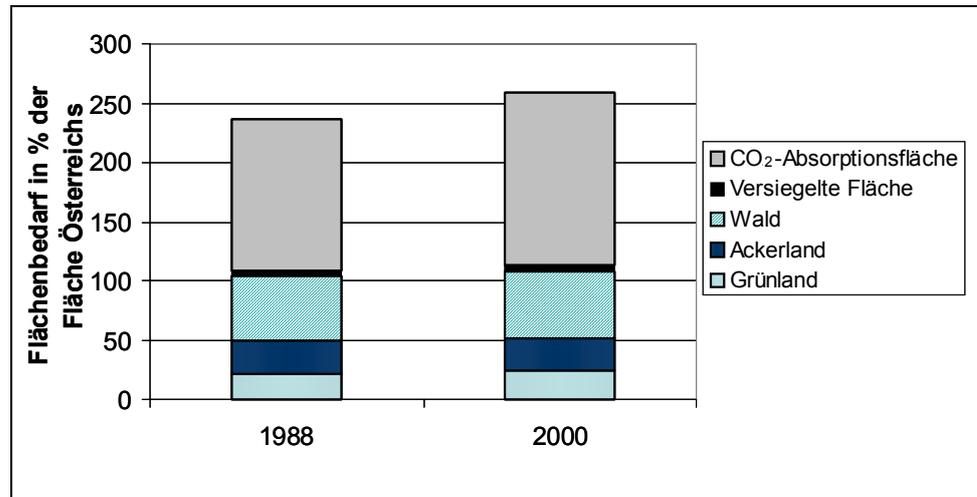


Abbildung 1: Der terrestrische Ökologische Fußabdruck Österreichs für die Funktionen Grünland (Fläche zur Ernährung der Raufutterverzehrer (Rinder, Schafe, Ziegen)), Ackerland, Wald, versiegelte Fläche und CO₂-Absorptionsfläche (ERB et al. 2002).

A.2.2 Materialintensitätsanalyse, ökologischer Rucksack und Öko-Kompass

Das Ziel einer nachhaltigen Wirtschaftsentwicklung ist es, den Wohlstand auch in Zukunft zu steigern und gleichzeitig den Ressourcenverbrauch zu verringern. Dies wird nur möglich sein, wenn die technologische Entwicklung in Richtung dematerialisiertes Wirtschaftssystem vorangetrieben wird. Die Dematerialisierung sollte in der Regel auch zu einem verringerten Abfallaufkommen führen.

Anfang der 1990er Jahre wurde vom Wuppertal Institut für Klima, Umwelt, Energie unter der Leitung von Friedrich Schmidt-Bleek damit begonnen, das ökologische Maß MIPS (Materialintensität pro Dienstleistungseinheit) als Nachhaltigkeitsindikator zu entwickeln (KÖPPL et al. 1998). Im Rahmen einer Materialintensitätsanalyse (MAIA) werden alle für ein Wirtschaftsgut systemweit aufgewendeten Inputs an Materialien bzw. Rohstoffen in Masseinheiten (in kg bzw. t) erfasst. Der Input besteht aus fünf Materialkategorien: abiotische Materialien, biotische Materialien, Erdmassenbewegungen, Wasser und Luft. Neben dem direkten Materialinput werden auch diejenigen Ressourcenverbräuche berücksichtigt, die für die eingesetzte Energie, den Transport, den Gebrauch und schließlich das Recycling bzw. die Entsorgung des Produktes erforderlich sind. Das gesamte Material, das während des Lebenszyklus für ein Produkt aufgewendet werden muss (minus dem Material, welches im Produkt selbst enthalten ist) wird als ökologischer Rucksack bezeichnet.

Zur Umsetzung der MAIA wurden Rechenvorschriften und die computergestützte Referenzdatenbank CARA entwickelt. Einzelne Prozesse sind dabei auf Wunsch des Systemnutzers miteinander koppelbar bzw. ganze Prozessketten mit den jeweiligen Materialintensitäten abrufbar.

Tabelle 2 bis Tabelle 4 zeigen den ökologischen Rucksack bzw. die errechneten Materialintensitäten für verschiedene Grundstoffe, Produkte und Abfallbehandlungsverfahren.

Tabelle 2: Ökologischer Rucksack für verschiedene Metalle und Produkte (Ek 2003, RADERMAKER 2005).

	Ökologischer Rucksack in kg		Ökologischer Rucksack in kg
Für 1 kg Aluminium	5	für eine Zahnbürste	1,5
für 1 kg Eisen	14	für ein Mobiltelefon	75
für 1 kg Zink	27	für eine Kaffeemaschine	298
für 1 kg Kupfer	420	für einen PC	1.500

Tabelle 3: Vergleich von Werkstoffen auf Basis der MIPS (KÖPPL et al. 1998).

Werk- bzw. Baustoff	Materialintensitäten in t je t Werkstoff					Stromverbrauch in kWh
	abiotisch	biotisch	Boden	Wasser	Luft	
Stahl – primär	7			45	1,3	441
Stahl – sekundär	3,5			58	0,6	681
Kupfer – primär	500			260	2	3.000
PVC	8			14	0,1	79
Flachglas	3			12	0,7	86
Kiefernholz	0,9	5,5		10	0,1	113
Erdöl	1,2			4	0,01	9

Legende: ohne Transportintensitäten, Stand Dezember 1996

Tabelle 4: Vergleich von Abfallverbrennungsverfahren zur Stromerzeugung auf Basis der MIPS (KÖPPL et al. 1998).

Abfallverbrennungsverfahren zur Stromerzeugung	Materialintensitäten in t je MWh erzeugtem Nettostrom	
	abiotisch	Wasser
Rostfeuerungsanlagen (herkömmliche Müllverbrennung)	0,07	0,03
Thermoselect-Anlage	0,2	3,61
Schwel-Brenn-Anlage	0,09	0,03
Zentrale Stromerzeugung in Deutschland	4,6	83

In weiterer Folge wurde das MIPS-Konzept von Claude Fussler zum Öko-Kompass weiterentwickelt. Hier werden folgende sechs Parameter als Maß für die Nachhaltigkeit eines Produktes herangezogen:

- Materialintensität,
- Energieintensität,
- Dienstleistungsintensität,

- Menge des nicht ökologisch effizient rezyklierten Abfalls,
- Menge der in die Produktion eingegangenen, nicht erneuerbaren Ressourcen,
- potenzielle Risiken für Mensch und Umwelt.

Zum letzten Punkt der Risikoabschätzung werden wiederum 12 Bewertungskriterien vorgeschlagen:

1. AHT (acute human toxicity) – Potenzial für unmittelbare gesundheitsschädliche Effekte durch die Einwirkung einer Substanz.
2. CTM (carcinogenic, teratogenic and mutagenic effects) – Potenzial für gesundheitsschädliche Wirkung aufgrund langfristiger Einwirkung.
3. PTB (persistent toxins that bioaccumulate) – Potenzial für gesundheitsschädliche Stoffe, die sich im Körper anreichern.
4. EAOS (emissions to the atmosphere of organic substances) – Potenzial für die Emission von Stoffen, die photochemischen Smog hervorrufen und Atemschwierigkeiten, Reizungen usw. nach sich ziehen.
5. A+I (allergies and irritations) – Potenzial für die Emission von Stoffen, die Allergien und Reizungen bewirken.
6. Accident Risk – Unfallgefahren, wie Feuergefährlichkeit, Explosionsgefahr usw.
7. ECT (terrestrial ecotoxicity) – Potenzial für die Emission von Stoffen, die eine Gefahr für Flora und Fauna des Festlandes darstellen.
8. ECA (aquatic ecotoxicity) – Potenzial für die Emission von Stoffen, die eine Gefahr für Flora und Fauna des Wassers darstellen.
9. AP (acidification potential) – Potenzial für die Emission von Stoffen, die zur Versauerung von Böden führen.
10. NP (nutrification potential) – Potenzial für Nährstoffeintrag in Gewässer.
11. GWP (global warming potential) – Potenzial für die Emission von Stoffen, die zur Klimaerwärmung führen.
12. ODP (ozone depletion potential) – Potenzial für die Emission von Stoffen, die die Ozonschicht abbauen.

Die Öko-Kompass-Analyse wird grafisch dargestellt (siehe Abbildung 2). Dabei wird von einem Referenzprodukt mit der Note 2 für jeden Parameter ausgegangen. Besitzt die Alternative bei einem Kriterium ein höheres Maß an Nachhaltigkeit, erhöht sich die Punktzahl, besitzt die Alternative bei einem Kriterium ein schlechteres Maß an Nachhaltigkeit als das Referenzprodukt, sinkt die Punktzahl.

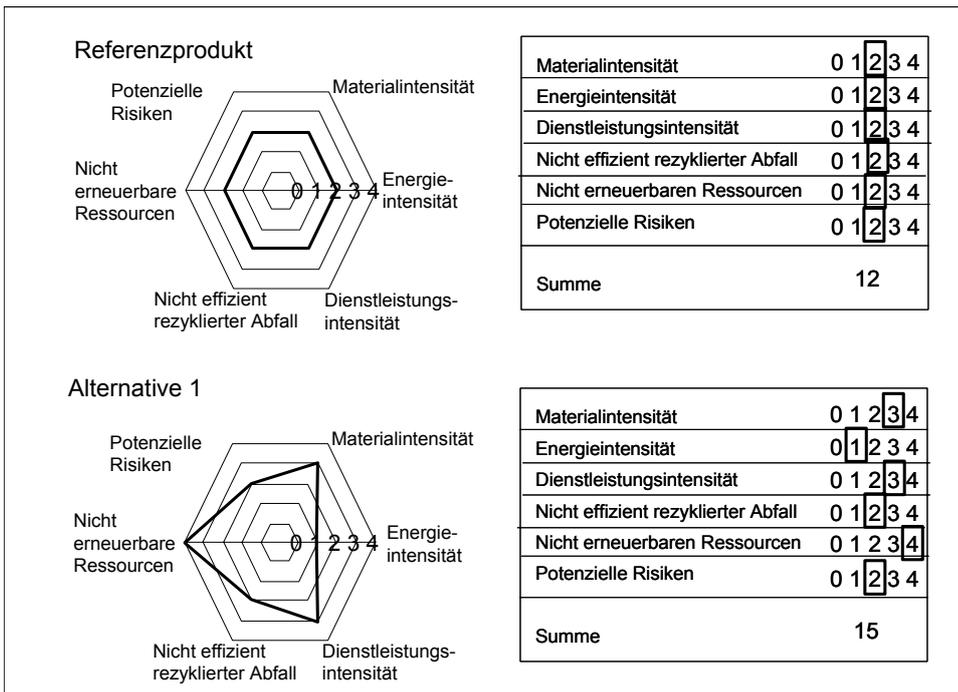


Abbildung 2: Prinzip der Ökokompass-Analyse KÖPPL et al. 1998).

Weitere Verfahren, um das Nachhaltigkeitsmaß einer Technologie zu bestimmen, sind der Technologiewandel-Index von Barbiroli und der Umweltverträglichkeits-Index. In beiden Verfahren wird der Hauptindex aus 16 Teilindices zusammengesetzt (siehe Tabelle 5 und Tabelle 6). Ein Nachteil dieser Verfahren ist der große Aufwand, um die notwendigen Werte zu erheben.

Tabelle 5: Zusammensetzung des Index für den Technologiewandel nach Barbiroli (KÖPPL et al. 1998).

Elemente des Technologiewandel-Index			
Technologische Veränderungen	Technologische Qualität	Globale Prozessqualität	Innere Qualität der Technologie
			Umweltqualität der Technologie
		Veränderung der Technologie	Technologische Erneuerungsrate
Strukturelle Veränderungen	Transformqualität	Globale Produktqualität	Innere Qualität des Produktes
			Einflüsse auf das Umfeld
	Ökonomische Vernetzungen	Ressourcen-rationalisierung	Rationelle Rohstoffnutzung
			Rationelle Energienutzung
Ökonomische Systemqualität	Entwicklungsfähigkeit	Unentbehrlichkeit	Entwicklungspotenzial
			Durchdringung
			Intensität der Verbindungen
			Wirtschaftliche Auswirkungen

Qualität	Internationale Handelsstrukturen
	Grad der nicht-materiellen Inputs
	Bildungsniveau der Beschäftigten

Tabelle 6: Zusammensetzung des Index zur Bewertung umweltverträglicher Technologien (KÖPPL et al. 1998).

Elemente des Umweltverträglichkeits-Index			
Ökologische Veränderungen	Umweltqualität	Prozessqualität	Verschmutzende Emissionen
			Risiko in der Produktion
		Produktsicherheit	Recyclierbarkeit des Produkts
			Entsorgung
	Rohstoffnutzung	Rohstoffverbrauch	Energieausbeute
			Rohstoffumwandlung
Recycling		Nutzbarer Prozessabfall	
		Nutzung von Sekundärmaterial	
Ökonomische Veränderungen	Ökonomische Vernetzungen	Ökonom. Relevanz	Gleichgewichtstendenz
			Ökonomischer Einfluss
		Entwicklungsfähigkeit	Entwicklungspotenzial
			Durchdringung
	Ökonomische Qualität	Know-How	Bildungsniveau d. Beschäftigten
			Grad der nicht-materiellen Inputs
Umweltverbesserung		Direkte Umweltauswirkungen	
		Einfluss auf Entwicklung neuer Umwelttechnologien	

Als Analyseninstrument für die Entwicklung eines Abfallwirtschaftsplans kann die Materialintensitätsanalyse wertvolle Grundlagendaten zur Bewertung einzelner Prozesse und Produkte liefern.

A.2.3 Life Cycle Assessment (LCA)

Life Cycle Assessment (LCA) ist ein Prozess

- zur Bewertung der Umweltbeeinflussung eines Produktes, eines Prozesses oder einer Aktivität durch Identifikation und Quantifizierung von Energie- und Materialaufwand, Abfällen und Emissionen;
- zur Bestimmung der Umweltbelastung durch Energie- und Materialverbrauch sowie durch Abfälle und Emissionen sowie
- zur Identifikation und Bewertung von Optionen, die Umweltbelastung zu verringern (FATTA & MOLL 2003).

LCA deckt den gesamten Lebenszyklus eines Produktes, Prozesses oder einer Aktivität ab und umfasst den Abbau und die Verarbeitung von Rohmaterialien, die

Fabrikation, den Transport und die Verteilung, die Verwendung, die Wiederverwendung, die Instandhaltung, das Recycling und die endgültige Beseitigung (FATTA & MOLL 2003).

Typischerweise werden für jede untersuchte Alternative Umweltindikatoren wie:

- Versauerungspotenzial (AP – Acidification Potential),
- Eutrophierungspotenzial (EP – Eutrophication Potential),
- Treibhausgaspotenzial (GWP – Global Warming Potential),
- Humantoxizität (HTP – Human Toxicity Potential),
- Kumulierter Energieaufwand,
- Ozonabbaupotenzial (ODP – Ozone Depletion Potential) und
- Sommersmogpotenzial (POCP – Photochemical Ozone Creation Potential)

berechnet (SALHOFER et al. 2002).

Zur Standardisierung des LCA wurde die Norm EN ISO 14040 (ISO 1996) erstellt. In dieser Norm wird der englische Begriff Life Cycle Assessment mit Produkt-Ökobilanz übersetzt und die Anwendung der Norm auf „Produkt- und Dienstleistungssysteme“ eingeschränkt.

Die LCA umfasst gemäß der Norm EN ISO 14040 (ISO 1996) vier Phasen (siehe Abbildung 3):

- Die Festlegung von Ziel und Untersuchungsrahmen;
- die Erstellung der Sachbilanz, das heißt die Bestimmung aller relevanten Input- und Outputströme über die Lebenszeit des Produktes/der Dienstleistung inklusive aller Emissionen;
- die Wirkungsabschätzung (Life Cycle Impact Assessment) mit der Berechnung der Größe bestimmter Indikatoren als Maß für die Umweltauswirkungen des Produktes/der Dienstleistung;
- die Auswertung der Ergebnisse mit der Erarbeitung von Empfehlungen für:
 - Die Verbesserung der untersuchten Produkte/Dienstleistungen,
 - strategische Planungen, politische Entscheidungsprozesse, das Marketing und andere Anwendungen.

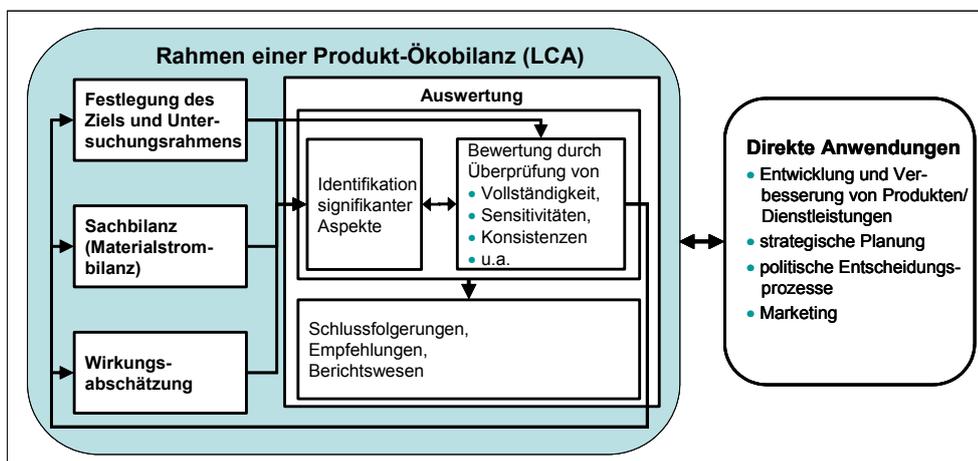


Abbildung 3: Schema zur Erstellung einer Produkt-Ökobilanz (Iso 1999).

Schwächen der LCA sind

- die geringe wissenschaftliche Robustheit der Gewichtung der verschiedenen Umweltauswirkungen;
- Probleme bei der Abgrenzung der Untersuchungsrahmens.

Entsprechend dieser Schwierigkeiten kommen parallele LCA-Studien zum Vergleich der gleichen Produkte nicht selten zu stark divergierenden Ergebnissen (FATTA & MOLL 2003).

Um die Grundlagen für Lebenszyklusanalysen zu verbessern, wurde das Projekt ELIMA (Environmental Life Cycle Information Management) gestartet. In diesem Projekt werden Produkte mit Sensoren ausgestattet, die über die Lebenszeit des Produktes seine Umweltauswirkungen aufzeichnen (ENDS 1828, 2005).

Die Ökobilanzierung kann auch mit der Umweltrisikoprüfung (siehe Kapitel A.2.4) kombiniert werden, wobei dazu meist ökotoxikologische und toxikologische Parameter in die Ökobilanzierung integriert werden (FLEMSTRÖM et al. 2004).

A.2.4 Produktlinienanalyse und Ganzheitliche Bilanzierung

Die Produktlinienanalyse zielt auf die Bewertung der ökologischen, gesellschaftlichen und wirtschaftlichen Auswirkungen eines Produktes. Die Produktlinienanalyse geht in zwei Punkten über das Life Cycle Assessment hinaus:

- In der Bedürfnisorientierung (am Beginn der Arbeit steht eine Bedarfs- bzw. Nutzenanalyse).
- In den betrachteten Dimensionen (neben den ökologischen werden auch sozio-ökonomische Auswirkungen untersucht).

Aufgrund des umfassenden Anspruchs ist die Produktlinienanalyse jedoch nicht sehr praktikabel (GRASSINGER & SALHOFER 1998).

Bei der ganzheitlichen Bilanzierung werden neben dem Life Cycle Assessment (zur Bestimmung der Umweltauswirkungen) gleichberechtigt ökonomische und technische Nutzwertanalysen durchgeführt, um dann alternative Produktentwicklungen einer Gesamtbewertung zu unterziehen. Das Ergebnis wird als 3D-Portfolio dargestellt (siehe Abbildung 4).

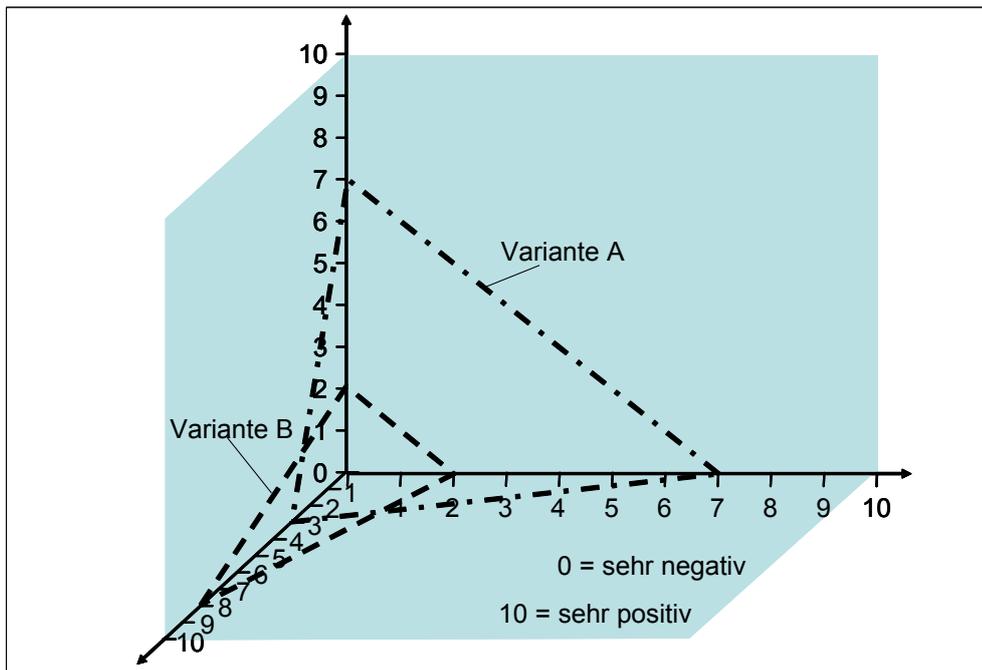


Abbildung 4: 3D-Portfolio Darstellung der Einzelnutzwerte in der ganzheitlichen Bilanzierung (nach GRASSINGER & SALHOFER 1998).

A.2.5 Umweltrisikoprüfung

Risiko wird allgemein definiert als „die Kombination der Wahrscheinlichkeit oder Häufigkeit einer Gefahr und des Ausmaßes der schädlichen Wirkung beim Auftreten der Gefahr“. Gefahr ist definiert als „das Potenzial, Schaden zu verursachen“. Als Risikoabschätzung wird der wissenschaftliche Prozess genannt, in welchem das Risiko, welches mit den inhärenten Gefahren eines Prozesses oder einer Situation verbunden ist, quantitativ oder qualitativ abgeschätzt wird (FLEMSTRÖM et al. 2004).

Bei der Umweltrisikoprüfung wird festgestellt, welche Umweltrisiken mit einem Projekt verbunden sind. Die Abschätzung umfasst zwei Schritte:

1. Abschätzung der Risiken eines Unfalls.
2. Abschätzung der akuten und langfristigen Risiken beim jahrelangen Betrieb des Projektes.

Für die Umweltrisikoprüfung von chemischen Substanzen hat die EU Standards festgesetzt (VERORDNUNG 1488/94/EG). Der Prozess der Umweltrisikoprüfung besteht aus folgenden Schritten:

- a. Datensammlung,
- b. Prioritätensetzung,
- c. die eigentliche Risikoabschätzung und
- d. das Ergreifen von Maßnahmen zur Verringerung der identifizierten Risiken.

Die eigentliche Risikoabschätzung besteht wiederum aus einer Reihe von Teilschritten (siehe Abbildung 5):

- e. Bei der Identifikation der schädlichen Wirkung wird untersucht, welche negativen Effekte eine Substanz möglicherweise verursachen könnte.
- f. Bei der Bewertung der Dosis/Wirkungs-Beziehung wird der Zusammenhang zwischen der Konzentration einer Substanz und der Schwere des Effekts abgeschätzt.
- g. Aus den beiden vorgenannten Schritten wird die schädliche Wirkung einer Substanz qualifiziert bzw. quantifiziert.
- h. Bei der Ermittlung der Exposition wird abgeschätzt, welchen Konzentrationen die Bevölkerung oder gewisse Umweltbereiche ausgesetzt werden könnten.
- i. Bei der Risikobeschreibung werden Abschätzungen getroffen, welche Ereignisse und negativen Effekte in der Bevölkerung und Umwelt aufgrund bestehender oder zu erwartender Belastungen wahrscheinlich zu erwarten sein werden. Als Indikator wird der Quotient aus der vorhergesagten Konzentration einer Substanz in der Umwelt und seinem Schwellenwert ermittelt. Dabei ist der Schwellenwert jene Konzentration, unter der kein negativer Effekt zu erwarten ist (FLEMSTRÖM et al. 2004).

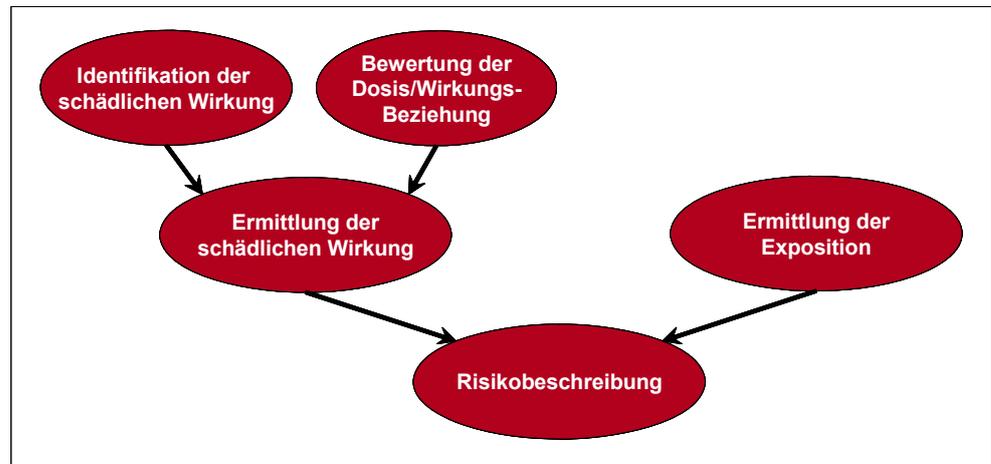


Abbildung 5: Schema der Umweltrisikoaabschätzung für chemische Substanzen (FLEMSTRÖM et al. 2004)

A.2.6 Material-, Güter- und Stoffflussanalyse

Im Sinne der Stoffflussanalyse besteht ein Stoff aus identischen Einzelteilen und ist demzufolge ein chemisches Element oder eine chemische Verbindung in reiner Form (ÖWAV 2003). Ein Gut im Sinne der Güterflussanalyse hingegen ist ein handelbares physisches Wirtschaftsgut. So ist das Gas CO₂ ein Stoff, Verpackungskunststoff hingegen ein Gut.

Material ist ein allgemeiner Begriff, der sowohl Güter als auch Stoffe umfassen kann und damit Rohmaterialien sowie alle bereits vom Menschen durch physikalische oder chemische Prozesse veränderten Stoffe einschließt. Der Begriff Material wird dann verwendet, wenn Güter und Stoffe nebeneinander betrachtet werden, oder wenn man sich noch nicht festlegen will, auf welcher Ebene (Güter oder Stoffe) eine Untersuchung durchgeführt werden soll.

Die Materialflussanalyse ist der Überbegriff, der die Güterflussanalyse und die Stoffflussanalyse beinhaltet (siehe Abbildung 6). Methodisch beginnt man meist mit dem Aufstellen einer Güterbilanz. Unter Berücksichtigung der Stoffkonzentrationen in den einzelnen Gütern wird daraus die Stoffbilanz abgeleitet (BRUNNER & RECHBERGER 2004).

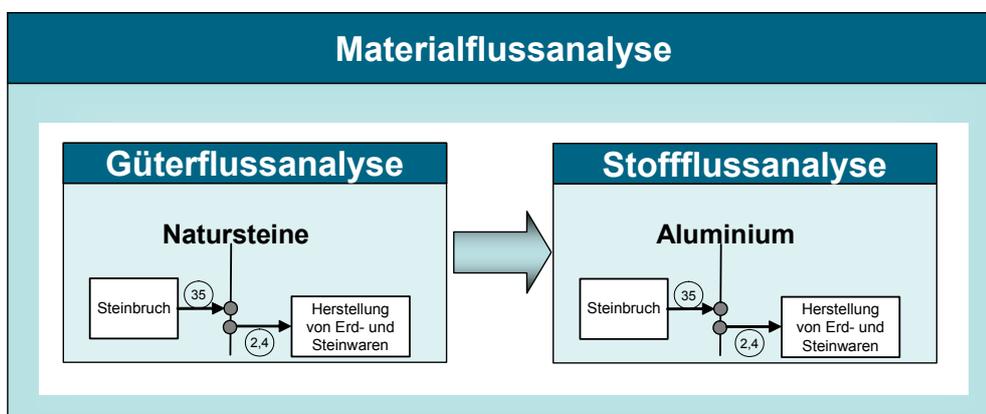


Abbildung 6: Unterscheidung von Material-, Güter- und Stoffflussanalyse.

Materialflussanalyse

Bei der Materialflussanalyse geht es um die systematische Bestandsaufnahme von Quellen, Wegen und Senken eines chemischen Elements, einer Verbindung oder eines Materials durch Anthroposphäre und Umwelt. Mit diesem Instrument können Herkunft, Entstehung, Umwandlung und Entsorgung von kritischen Materialien erfasst werden.

Unter Materialflussanalyse werden alle methodischen Ansätze zusammengeführt, die die Gesamtheit der Materialflüsse durch sozio-ökonomische Systeme in physischen Einheiten (z. B. Tonnen) erfassen. Dabei können mit sozio-ökonomischen Systemen z. B. Unternehmen, wirtschaftliche Sektoren, Regionen oder Volkswirtschaften gemeint sein. Die Materialflussanalyse betrachtet dabei alle Materialien, die ein System innerhalb eines Zeitraums (meist innerhalb eines Jahres) aufnimmt, intern verarbeitet, speichert und wieder abgibt. Abgegeben können Produkte, Emissionen, Abfälle, gezielte Ausbringungen, Verluste und Exporte werden. Die wissenschaftliche Basis für die Materialflussanalyse ist das erste Gesetz der Thermodynamik, also der Satz von der Erhaltung von Materie und Energie.

Materialströme (material flows) sind physische Mengen, die einem physischen Bestand (stock) entnommen werden (und ihn vermindern), dann transportiert und transformiert werden und schließlich von einem anderen Bestand aufgenommen werden (um ihn zu vermehren) (KÖPPL et al. 1998). Alles, was der Umwelt entnommen wird, gelangt letztlich (früher oder später) in derselben Menge in Senken.

Während die Menge identisch bleibt, ändert sich die Qualität von Material und Energie durch die Verarbeitung im sozio-ökonomischen Produktionssystem. Nicht nur einzelne, sondern alle (auch die scheinbar umweltneutralen) Stoffströme, haben Auswirkungen auf die Umwelt.

Der systematische Ablauf einer Materialflussanalyse ist in Abbildung 7 dargestellt.

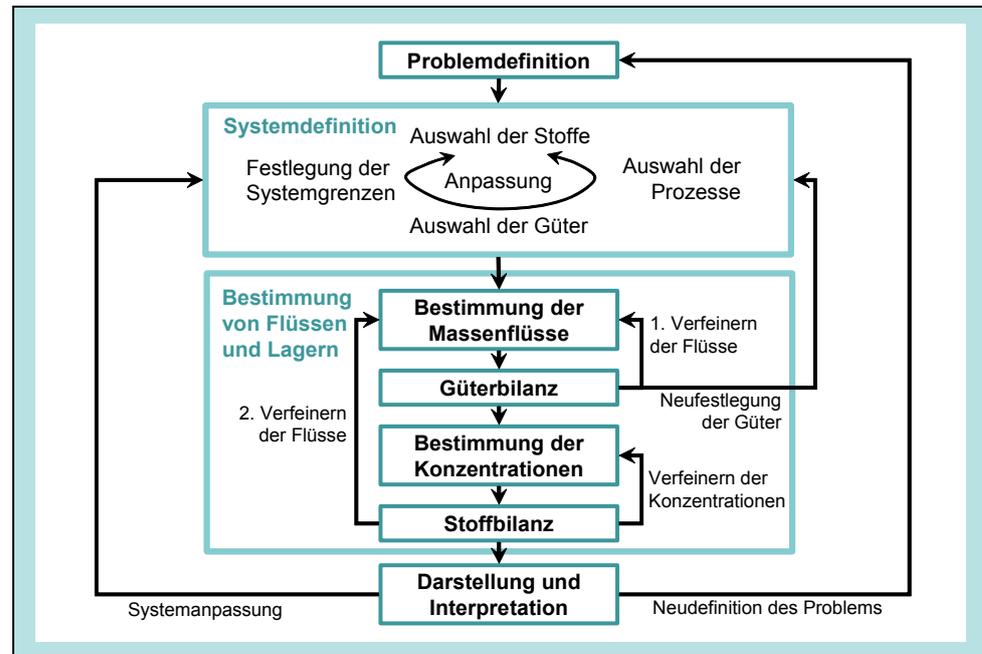


Abbildung 7: Ablauf der Materialflussanalyse (BRUNNER & RECHBERGER 2004).

Ziel der Materialflussanalyse ist es, das zu beschreibende System mit möglichst wenigen Parametern zu modellieren. Um zum Beispiel den Gang von Schwermetallen durch eine Abfallverbrennung nachzubilden, werden die Schwermetalle zu solchen zusammengefasst, die einen relativ hohen Siedepunkt aufweisen (das sind lithophile Metalle wie Titan, Vanadium, Chrom, Eisen, Kobalt und Nickel) und solche, die einen relativ niedrigen Siedepunkt aufweisen (das sind atmophile Metalle wie Cadmium, Zink, Antimon, Thallium und Blei). Als Repräsentant der lithophilen Metalle wird meist das Metall Eisen verwendet, als Repräsentant der atmophilen Metalle meist Cadmium (BRUNNER & RECHBERGER 2004).

Als Beispiel für eine Materialflussanalyse wird in Abbildung 8 das Materialflussdiagramm Österreichs für das Jahr 1992 gezeigt (KÖPPL et al. 1998). Die Abbildung zeigt, dass dem gesamten messbaren Material-Input in das sozio-ökonomische Produktionssystem Österreichs von ca. 237 Millionen Tonnen ein Abfallaufkommen von ca. 39 Millionen Tonnen gegenübergestellt ist. Das Abfallaufkommen entspricht somit ca. 16 % des Materialinputs. Aus Abbildung 8 ist auch zu erkennen, dass ca. 118 Millionen Tonnen jährlich an Bestandszuwachs an Gebäuden, Verkehrsinfrastruktur und langlebigen Produkten in der österreichischen Wirtschaft akkumuliert werden.



Als weiteres Beispiel für eine Materialflussanalyse ist das Flussdiagramm für mineralische Materialien der österreichischen Wirtschaft das Jahres 2001 in Abbildung 9 dargestellt.

In einer Studie der Statistik Austria und des Interdisziplinären Instituts für Forschung und Fortbildung wurden Materialflussbilanzen für die österreichische Volkswirtschaft für die Jahre 1976 bis 2001 erstellt und daraus der direkte Materialinput (DMI) errechnet (siehe Abbildung 10 bis Abbildung 12) (PETROVIC 2003). Dabei wurden als Input Importe und heimischer Materialabbau, nicht aber die damit verbundenen ökologischen Rucksäcke berücksichtigt und Teilbilanzen für Biomasse, Fossile Materialien und Mineralische Materialien erstellt.

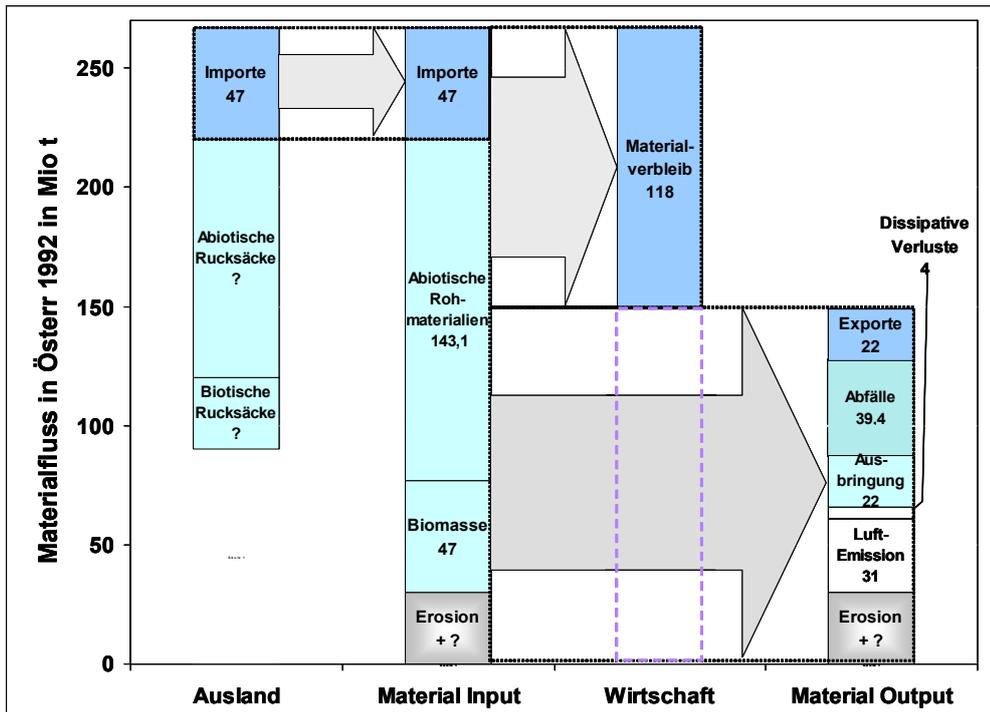


Abbildung 8: Materialflüsse in Österreich 1992 (KÖPPL et al. 1998).

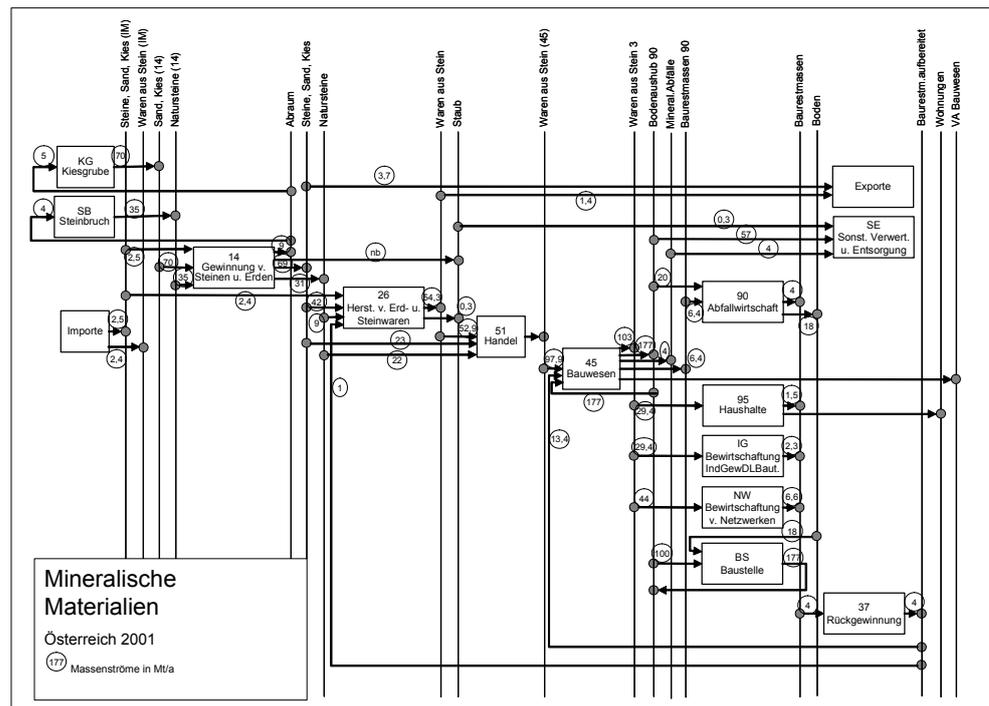


Abbildung 9: Materialfluss-Bild des Systems Mineralische Materialien in Österreich mit Materialströmen des Jahres 2001 (DAXBECK et al. 2003).

DMI, DMC, TMR und TMC – die Kennzahlen der Materialflussanalyse

Die am häufigsten verwendeten Kennzahlen der Materialflussanalyse sind wie folgt definiert:

- **DMI** (Direct Material Input): Verbrauch heimischer Materialien + Materialimporte.
- **DMC** (Direct Material Consumption): Verbrauch heimischer Materialien + Materialimporte – Materialexporte.
- **TMR** (Total Material Requirements): Verbrauch heimischer Materialien + Materialimporte + Materialverbrauch im Ausland zur Bereitstellung der Materialimporte.
- **TMC** (Total Material Consumption): Verbrauch heimischer Materialien + Materialimporte + Materialverbrauch im Ausland zur Bereitstellung der Materialimporte – Materialexporte – Materialverbrauch der mit Exporten in Verbindung steht = gesamter Materialverbrauch zur Deckung des Inlandsbedarfs.

Die OECD empfiehlt für Materialflussanalysen die Verwendung der Kennzahlen DMC (als die leichter zu bestimmende Zahl) und TMC (als die Zahl, die den Materialverbrauch eines Landes unter Berücksichtigung des gesamten Lebenszyklus am besten beschreibt) (OECD WORKING GROUP ON ENVIRONMENTAL INFORMATION AND OUTLOOKS 2005). Da sich DMI aber am leichtesten bestimmen lässt, werden Materialflussanalysen bisher vor allem mit dieser Kennzahl durchgeführt.

Der Vergleich des Wachstums des direkten Materialinputs (DMI) mit dem Wachstum des Bruttoinlandsprodukts (BIP) und dem Wachstum der Einwohnerzahl für Österreich zeigt, dass zwischen 1976 und 2001 das BIP doppelt so stark gewachsen ist wie der Materialverbrauch (siehe Abbildung 10). Vergleicht man hingegen

die Entwicklung von 1990 bis 2001 (siehe Abbildung 11), so wuchs der Materialinput mit einer durchschnittlichen jährlichen Rate von 1,9 % fast gleich stark wie das BIP mit einer Steigerungsrate von 2,2 %/a. Es scheint, dass die Ölpreisschocks der 70er Jahre zu einer Dematerialisierung des Wirtschaftswachstums beigetragen haben, von der aber seit 1990 kaum mehr etwas zu sehen ist. Das geringe Wachstum der Einwohnerzahl kann das starke Wachstum im Materialverbrauch jedenfalls nicht erklären.

Wenn man sich die Materialarten betrachtet (siehe Abbildung 12) so ist der Anstieg des Materialverbrauches vor allem durch einen erhöhten Verbrauch an mineralischen Materialien (+21,4 Mio. t von 1976 bis 2001) und seit 1998 durch erhöhte Produktimporte (+32 Mio. t von 1997 bis 2001) zu erklären. Der Input an Biomasse stieg hingegen von 1976 bis 2001 nur um 7,7 Mio. t. Der Verbrauch an fossilen Materialien ging sogar um 3,2 Mio. t zurück. Insgesamt erreichte der gesamte direkte Materialinput des Systems Österreich im Jahr 2001, ohne Berücksichtigung der ökologischen Rucksäcke, einen Wert von 206 Mio. t.

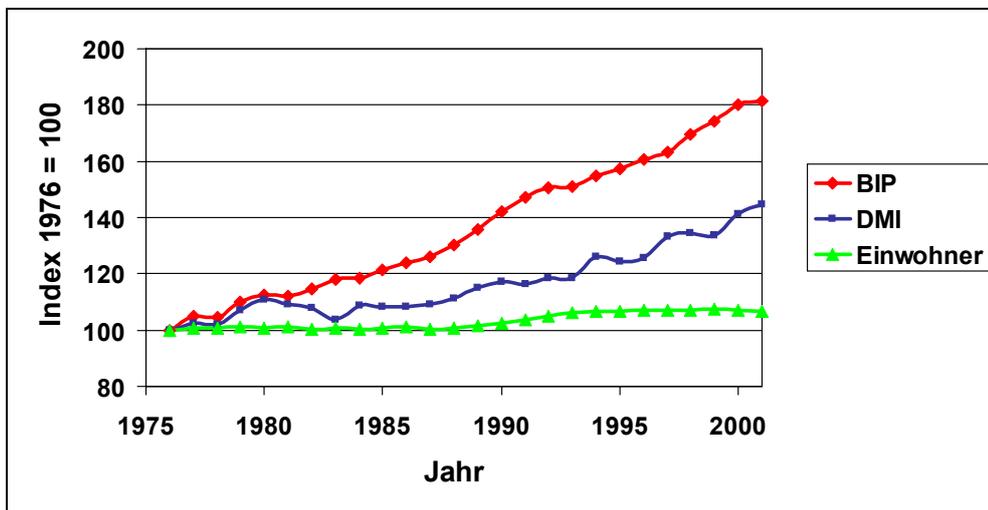


Abbildung 10: Wachstums des Bruttoinlandproduktes (BIP), des direkten Materialinputs (DMI) und der Einwohnerzahl in Österreich, bezogen auf das Basisjahr 1976 (PETROVIC 2003).

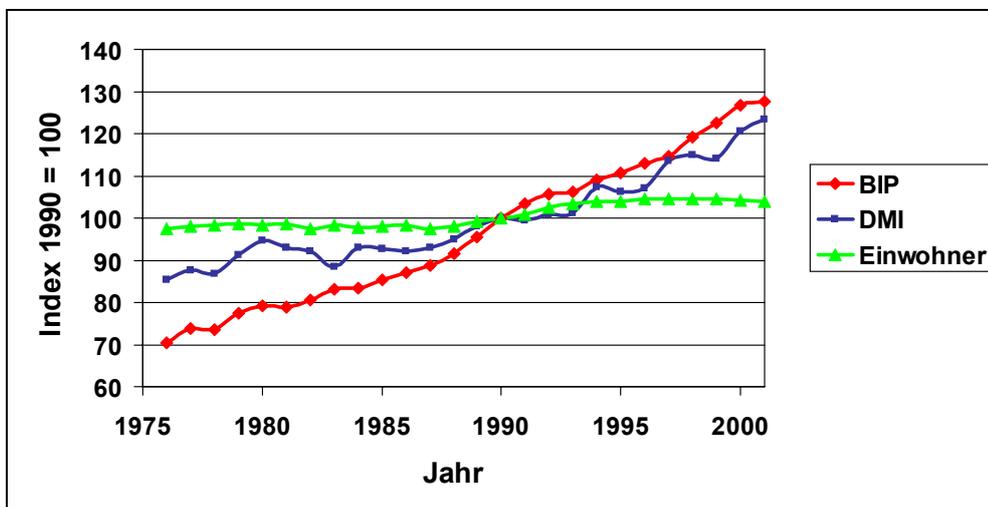


Abbildung 11: Wachstum des Bruttoinlandproduktes (BIP), des direkten Materialinputs (DMI) und der Einwohnerzahl, bezogen auf das Basisjahr 1990 (PETROVIC 2003).

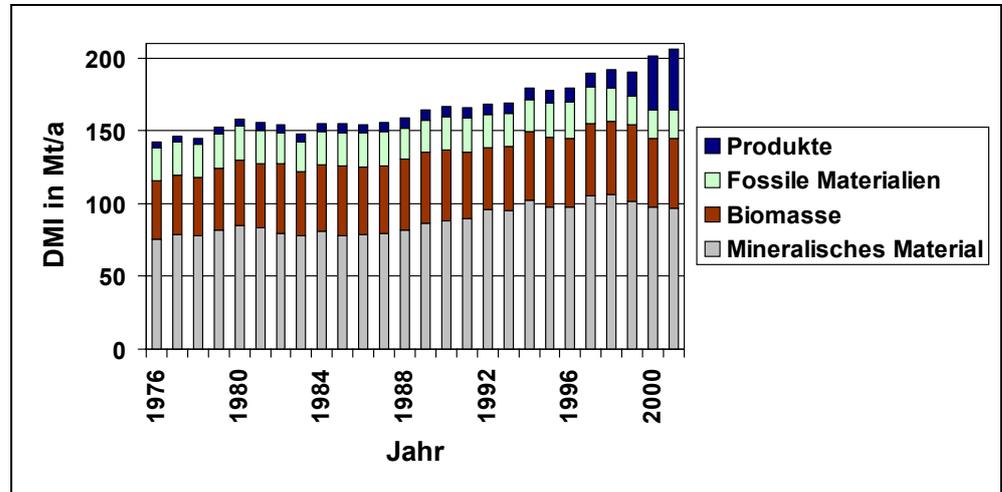


Abbildung 12: Direkter Materialinput (DMI) des Systems Volkswirtschaft Österreich von 1976 bis 2001 nach Materialgruppen (PETROVIC 2003).

Der direkte Materialinput, bezogen auf das jeweilige Bruttonationalprodukt kann genutzt werden, um verschiedene Staaten zu vergleichen (siehe Abbildung 13). Bezieht man auch den indirekten Materialverbrauch, das heißt den Materialverbrauch, der im Ausland entsteht um die Importgüter bereitzustellen, so erhält man den gesamten ökologischen Rucksack bzw. als Maßzahl den Gesamten Materialbedarf (Total Material Requirement TMR) eines Landes (siehe Abbildung 14).

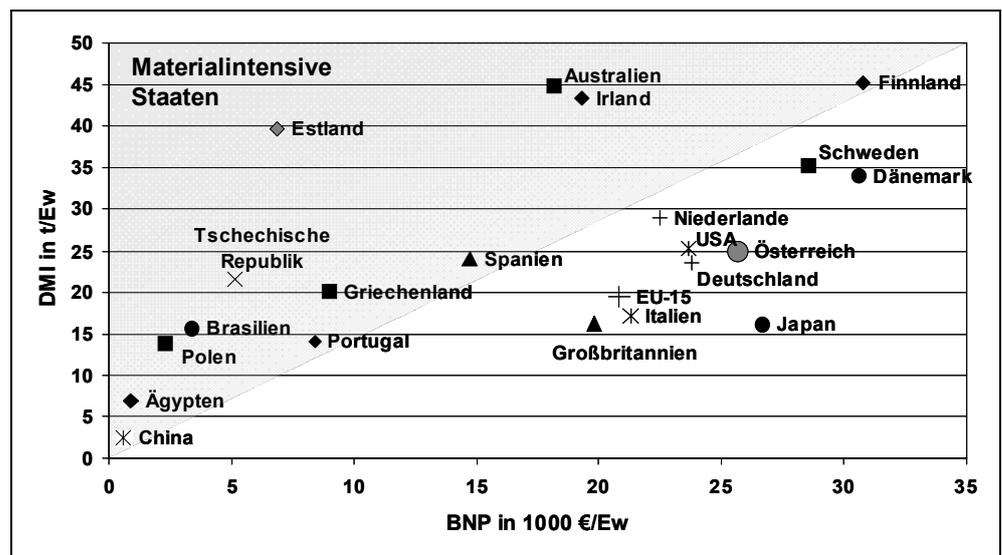


Abbildung 13: Direkter Materialinput (DMI) bezogen auf das Bruttonationalprodukt (BNP) für verschiedene Staaten (wahrscheinlich für das Jahr 2000) (BRINGEZU 2003).

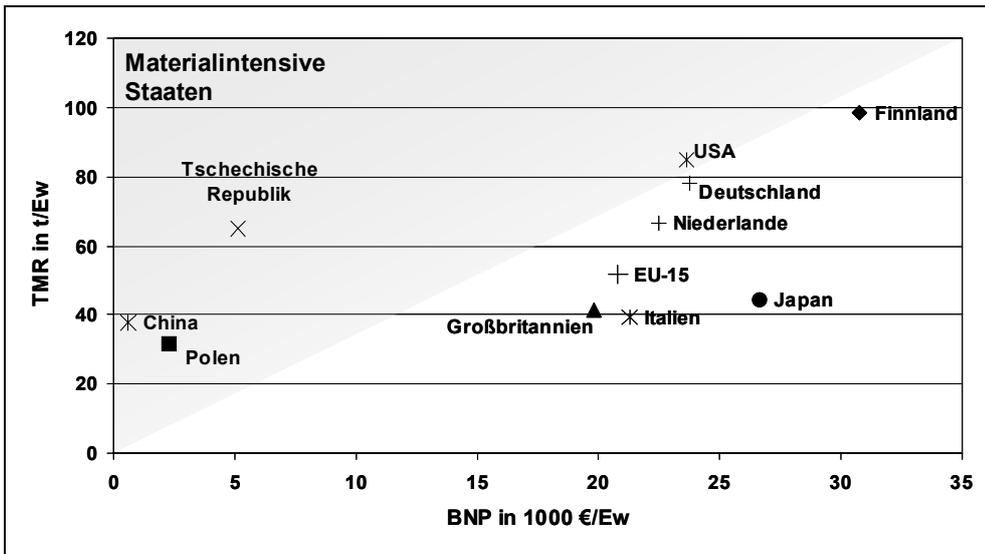


Abbildung 14: Gesamter Materialbedarf (Total Material Requirement - TMR), bezogen auf das Bruttonationalprodukt (BNP) für verschiedene Staaten (wahrscheinlich für das Jahr 2000) (BRINGEZU 2003).

Die Verwendung der Kennzahl TMR oder TMC anstelle von DMI oder DMC ist besonders für kleinere Länder wichtig, da der Anteil der exterritorialen Materialströme bei Staaten mit geringerem Wirtschaftsumfang größer ist. Aber auch für EU-15 insgesamt zeigt die Gesamt-Material-Bedarfsanalyse, dass der direkte Materialverbrauch um den Faktor 5 größer ist als das Abfallaufkommen, der Gesamtmaterialbedarf sogar um den Faktor 14 (siehe Abbildung 15).

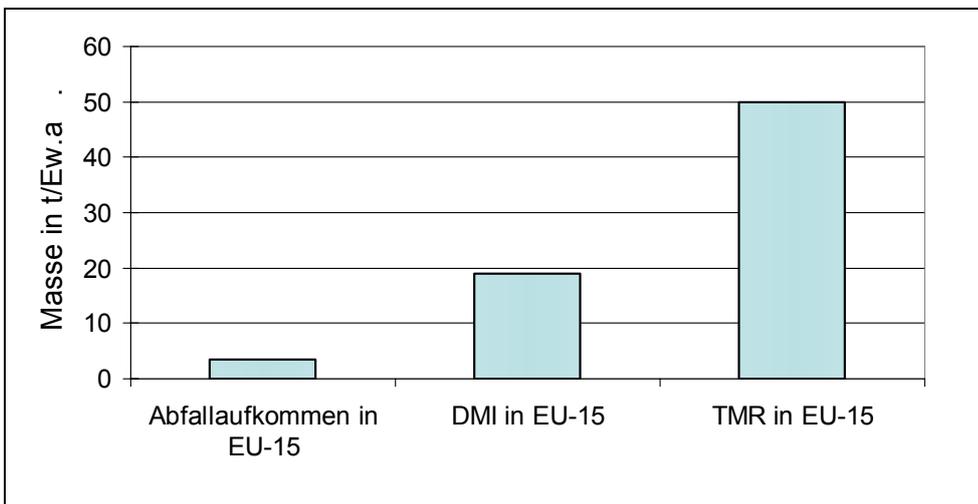


Abbildung 15: Gegenüberstellung von pro-Kopf-Abfallaufkommen und pro-Kopf-Ressourcenverbrauch (DMI = Direkter Materialinput; TMR = Total Material Requirement) in Europa (RADERMAKER 2005).

Neben Abfällen, die gemessen, gesammelt und zur Neunutzung aufbereitet werden können, gibt es die so genannten dissipativen oder dispersen Stoffströme. Zum Beispiel werden Klebstoffe, Pestizide oder Oberflächenbeschichtungen wäh-

rend der Nutzung fein in der Natur verteilt und gehen dadurch den Materialbilanzen verloren. Jedoch sind gerade gefährliche Stoffe in disperser Form ein Faktor, der nicht vernachlässigt werden sollte. Deshalb hat das World Resources Institute bisher für die Länder Österreich, Deutschland, Niederlande, Japan und USA Materialbilanzen inklusive dissipativer Stoffströme aufzustellen und die entsprechenden Kennzahlen (TMR) zu bestimmen versucht (MATTHEWS et al. 2000).

Güterflussanalyse

Die Güterflussanalyse beschäftigt sich mit dem Fluss eines handelbaren Wirtschaftsgutes durch ein abgegrenztes ökonomisches System. So kann man zum Beispiel die Mengen der Stoffe und Hilfsstoffe darstellen, die notwendig sind, um einen Liter Dieselkraftstoff bis zum Endverbraucher zu bringen. Im Sinne der Güterflussanalyse kann auch ein Abfallstrom als „Gut“ betrachtet werden (ÖWAV 2003).

Ein Spezialfall der Güterflussanalyse ist die Flusskostenrechnung. Bei einer Flusskostenrechnung für einen bestimmten Abfallstrom werden neben den externen Abfallbeseitigungskosten die internen Abfallbehandlungskosten und der Marktwert der im Abfall enthaltenen Wertstoffe (die entgangenen Einnahmen durch den Nichtverkauf der Wertstoffe) berücksichtigt. Die ermittelten Gesamtabfallkosten dienen dazu festzustellen, ob sich die Aufarbeitung des einen oder anderen Abfalls bzw. die Abtrennung des einen oder anderen Wertstoffes aus dem Abfall rechnet (SBB 2000).

Stoffflussanalyse

Die Enquete-Kommission „Schutz des Menschen und der Umwelt“ (KÖPPL et al. 1998) hat den Begriff des Stoffstrommanagements geprägt. Stoffstrommanagement vollzieht sich als iterativer Prozess in fünf Schritten:

1. Zielfestlegung: Bestimmung welche Stoffströme erfasst und welche Ziele bis wann erreicht werden sollen.
2. Stoffstromanalyse: Identifizierung der Stoffströme, Prozesse und Akteure, Quantifizierung der Stoffströme.
3. Stoffstrombewertung: Geeignete Indikatoren werden festgelegt und dazu genutzt, einen Soll/Ist-Vergleich durchzuführen.
4. Entwicklung von Strategien: Identifizierung der bestgeeigneten Maßnahmen, um die Stoffströme in Richtung der definierten Ziele zu beeinflussen.
5. Durchführung der Kontrolle: Aufnahme und Analyse der Wirkungen der umgesetzten Maßnahmen, Anpassung der Maßnahmen.

Der besondere Wert der Stoffflussanalyse liegt in der Möglichkeit, die Senken eines bestimmten Stoffes festzustellen, das heißt zu bestimmen, wo sich der Stoff endgültig anreichert. Neben der Möglichkeit, die Stoffflussanalyse zur Prozessoptimierung und Anlagenauslegung zu nutzen, kann das Instrument „Stoffflussanalyse“ auch bei der Planung und der Erfolgskontrolle umweltpolitischer Maßnahmen angewandt werden (BAWP 1995). Zum Beispiel können mehrere Optionen der Abfallverwertung hinsichtlich der Menge an Schadstoffen, die im Produkt landen und der Menge an Schadstoffen, die nachhaltig aus dem Stoffkreislauf abgetrennt wer-

den, miteinander verglichen werden. Daraus erfolgt eine Empfehlungen, welche Abfallverwertungsoption umgesetzt werden sollte (ZESCHMAR-LAHL & LAHL 2003).

Es wurde auch empfohlen, die Stoffflussanalyse bei der Entwicklung von Abfallwirtschaftsplänen bzw. bei Ressourcenbewirtschaftungsplänen einzusetzen, um

1. Ressourcenpotenziale und Umweltbelastungen frühzeitig zu erkennen,
2. wirksame von weniger wirksamen Maßnahmen zu unterscheiden und
3. abfallwirtschaftliche Maßnahmen zur Erreichung der AWG-Ziele zu optimieren (BRUNNER 2004a).

Die Stoffflussanalyse kann durch eine Risikobewertung ergänzt werden, welche das Umwelt- und Gesundheitsrisiko des Stoffes in den verschiedenen Senken bestimmt. So ist zum Beispiel das Gefährdungspotenzial von Cadmium in Kinder-spielzeug ungleich höher als in stabil verglaste Schlacke.

Abbildung 16 zeigt das Schema eines Stoffflussdiagramms am Beispiel Aluminium. Als weiteres Beispiel einer Stoffflussanalyse ist der Aluminiumfluss durch das System „Bauwerk Österreich“ für das Jahr 2001 in Abbildung 17 dargestellt.

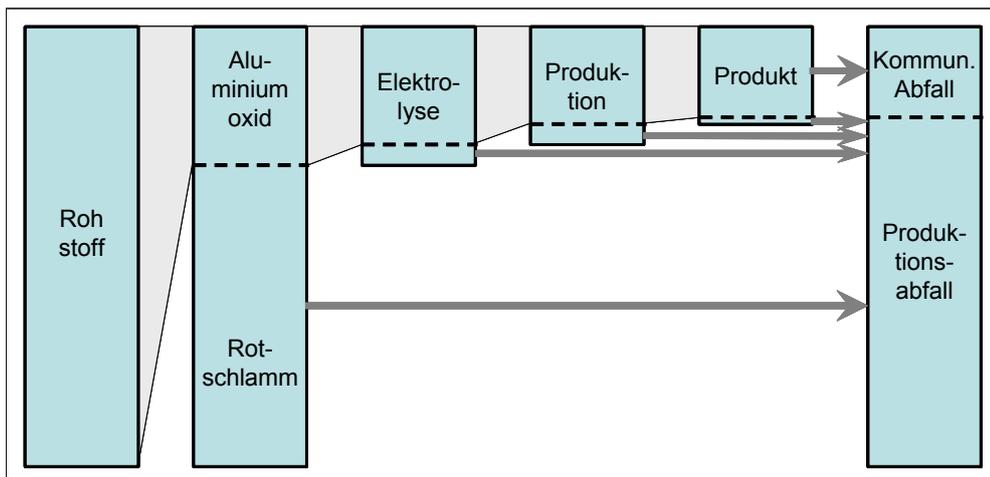


Abbildung 16: Stoffflussdiagramm für Aluminium (dicker Pfeil = gefährlicher Abfall)
(BILITEWSKI et al. 2000).

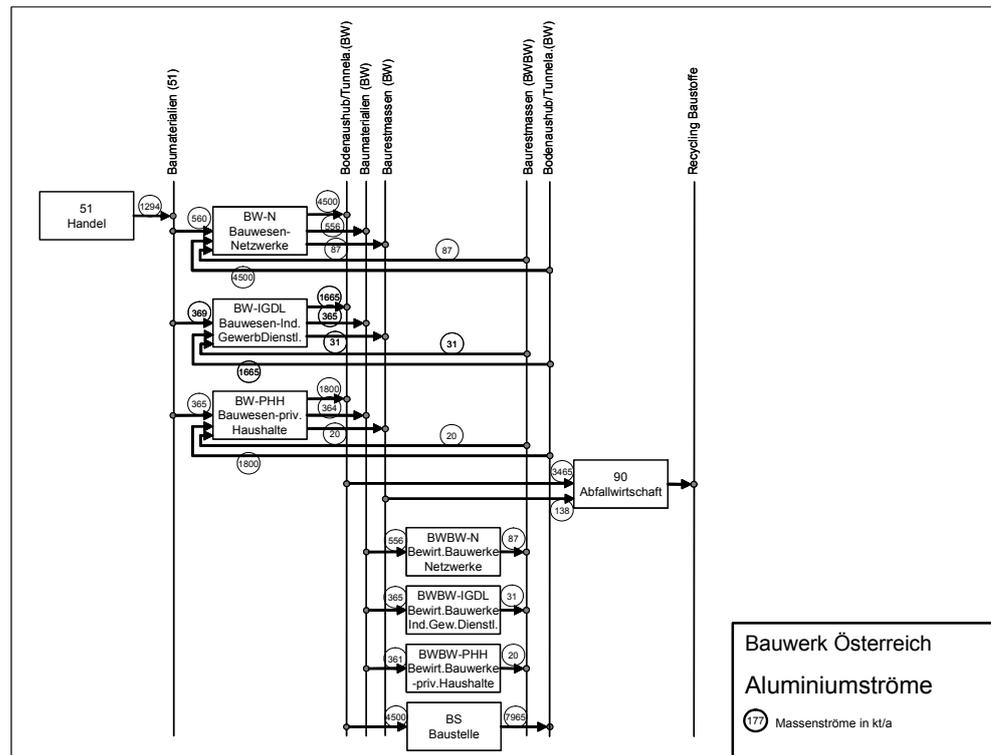


Abbildung 17: Aluminiumflüsse durch das System „Bauwerk Österreich“ für das Jahr 2001 (VOGEL-LAHNER 2003).

Zur Anwendung der Stoffflussanalyse in der österreichischen Abfallwirtschaft hat der Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaftsverband (ÖWAV) ein Regelblatt herausgebracht (ÖWAV 2003).

Die vom Menschen verursachten Stoffflüsse können sich in kurzer Zeit qualitativ und quantitativ schnell ändern. Eine Stoffflussanalyse stellt nur eine Momentaufnahme dar. Um auch die Dynamik der Veränderungen darstellen zu können, wird sie als **Stoffbuchhaltung** periodisch und systematisch fortgeschrieben.

Die Stoffflussanalyse kann – bei Vorliegen ausreichend detaillierter Daten – auch dazu genutzt werden, jene Abfallströme zu identifizieren, auf die sich eine Abfallvermeidungsstrategie konzentrieren sollte (EDER & BRUNNER 2004). Soll zum Beispiel der Schadstoff Cadmium vermieden werden, so wird für jeden Abfallstrom AS ermittelt, wie groß die Cadmiumfracht ist:

$$\text{Formel 1: } \text{Cadmiumfracht}_{AS1} = \text{Masse}_{AS1} * \text{Cadmiumgehalt}_{AS1}$$

Berücksichtigt man dann auch noch das Vermeidungspotenzial des Abfallstroms, lässt sich das Cadmiumvermeidungspotenzial im jeweiligen Abfallstrom ermitteln und feststellen, in welchen Abfallströmen das größte Cadmiumvermeidungspotenzial liegt:

Formel 2:

$$\text{Cadmiumvermeidungspotenzial}_{AS1} = \text{Vermeidungspotenzial}_{AS1} * \text{Cadmiumfracht}_{AS1}$$



Bewertung der Materialflussanalyse

Die Materialflussanalyse kann viele Informationen liefern, die für die Entwicklung eines Abfallwirtschaftsplanes wichtig sind (BRUNNER 2004a). Ihr Einsatz stößt aber auch auf eine Reihe von Barrieren:

- Der Aufwand für eine Materialbilanz auch nur weniger Güter und Stoffe auch nur für ein Jahr ist recht hoch. Die Erstellung von Materialbilanzen für mehrere Jahre und die Trendextrapolation in die Zukunft erfordern einen sehr großen Einsatz.
- Es gibt Schwierigkeiten bei der Zuordnung der von der Statistik erfassten Abfälle zu den von der Statistik erfassten Gütern. Der Abfall-Output aus der Güterbilanz und der Güterinput in die Abfallbilanz können um den Faktor 2 voneinander abweichen.
- In der Materialflussanalyse wird die Bedeutung von großen Massen in den Vordergrund gestellt. Um die Bedeutung abfallwirtschaftlicher Maßnahmen für Gesundheit und Umwelt zu simulieren, müssen eigene Bilanzen für Indikatorstoffe (z. B. Cadmium) erstellt werden. Die Auswahl dieser Indikatorstoffe sowie die Messbarkeit und die Bioverfügbarkeit in den einzelnen Güterströmen tragen zur Unsicherheit dieser Analysenmethode bei.

A.2.7 Kosten-Nutzen-Analyse und Kosten-Wirksamkeits-Analyse

Kosten-Nutzen-Analyse (KNA) – Cost-Benefit-Analysis

Die Europäische Kommission vertritt die Ansicht, dass die Kosten-Nutzen-Analyse die beste verfügbare Grundlage für die Bewertung von Zielvorgaben im Bereich der Abfallbewirtschaftungspolitik bietet (EK 2003). Das Ziel der Kosten-Nutzen-Analyse ist es, aus verschiedenen alternativen Maßnahmenbündeln oder Strategien die Vorteilhafteste herauszufiltern. Dazu wird der volkswirtschaftliche Nutzen jeder Alternative mit den entsprechenden volkswirtschaftlichen Kosten verglichen. Der volkswirtschaftliche Nutzen umfasst

- betriebswirtschaftliche Kostenreduktionen,
- den Erhalt jener volkswirtschaftlichen Werte, die keine Marktpreise besitzen aber dennoch monetär bewertbar sind (das sind die Externalitäten) und
- den Erhalt der nicht monetär ausdrückbaren Werte (die intangiblen Effekte).

Auf der Kostenseite müssen ebenso neben den betriebswirtschaftlichen Kosten auch die volkswirtschaftlichen Aufwendungen berücksichtigt werden.

Der Ablauf der Kosten-Nutzen-Analyse (KNA) ist in Abbildung 18 dargestellt.

Im ersten Teil der KNA werden die Problemstellung analysiert, die Zielsetzung definiert, die zeitliche und räumliche Abgrenzung der Analyse getroffen und die Entwicklung der Einflussgrößen des untersuchten abfallwirtschaftlichen Systems zu Szenarien (exogene Faktoren) und Strategien (Entscheidungsalternativen) zusammengefasst.

Im KNA-Kalkül werden die Auswirkungen der untersuchten Strategie identifiziert. Es wird entschieden, welche Effekte qualitativ beschrieben werden müssen. Dies führt zur Identifikation der entscheidenden Kosten- und Nutzengrößen und in Folge

zur Auswahl eines der für die Monetarisierung der Effekte zur Verfügung stehenden Bewertungsansatzes. Die in einigen Untersuchungen zu unterschiedlichen Zeitpunkten anfallenden Kosten und Nutzen eines Projektes, die nun in Kontenform dargestellt werden können, werden diskontiert, um so die Kosten- und Nutzenströme miteinander vergleichbar zu machen. Als Ergebnisvariablen und Entscheidungskriterien für die Auswahl einer Strategie stehen die Kosteneffizienz, der Barwert, die Barwertrate, der interne Zinssatz oder die Amortisationsdauer zur Verfügung. Sensitivitätsanalysen und die qualitative Diskussion der intangiblen Effekte können zur Festigung und Einordnung der Ergebnisse beitragen (UMWELTBUNDESAMT 2001).

Kosteneffizienz bzw. Nettobarwert werden nach folgenden Formeln berechnet:

Formel 3:
$$K_{\text{Eff}} = \text{Nu}/\text{Ko}$$

K_{Eff} Kosteneffizienz

Nu..... Nutzen (Nutzen durch die Vermeidung durch Schäden und Kosten)

Ko..... Kosten der Abfallvermeidung

Formel 4:
$$N_0 = \sum_{j=0}^n \frac{B_j - C_j}{(1+i)^j}$$

N_0 Barwert des Nettonutzens zum Zeitpunkt $t = 0$

B_j Bruttonutzen zum Zeitpunkt $t = j$

C_j Kosten zum Zeitpunkt $t = j$

i Diskontrate in %/a

n Untersuchungszeitraum in Jahren

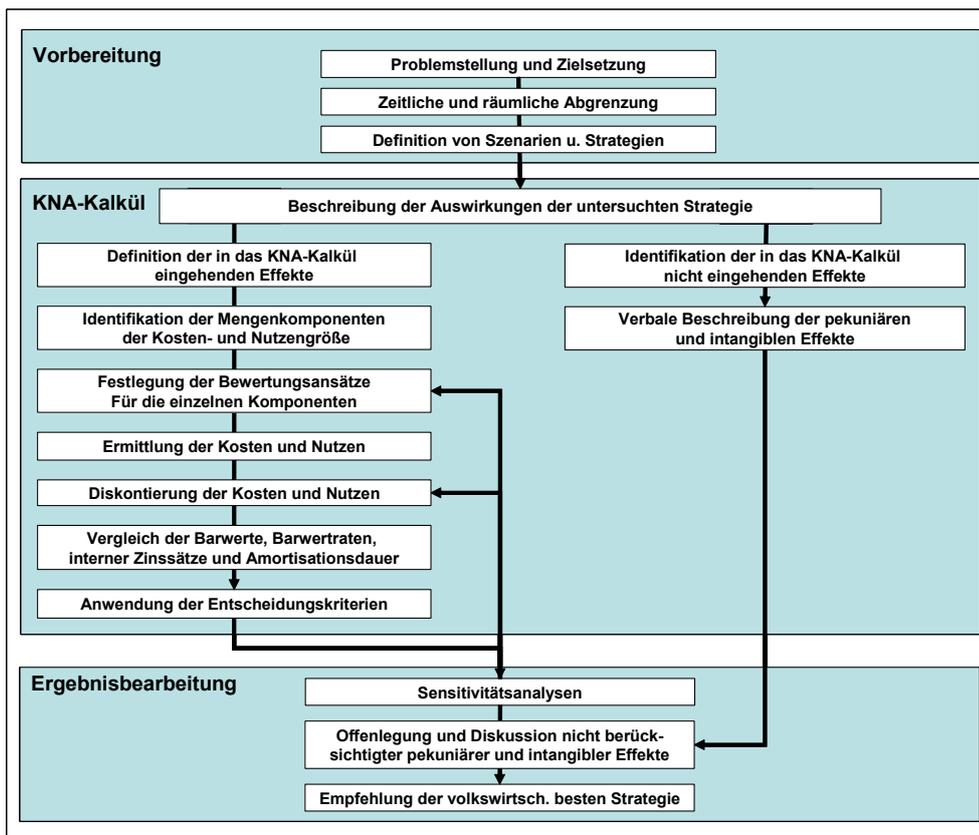


Abbildung 18: Ablauf der Kosten-Nutzen-Analyse (KNA) (UMWELTBUNDESAMT 2001).

Für die Kosten-Nutzen-Analyse ist es notwendig, auch jene Werte, für die es keinen Marktpreis gibt, monetär auszudrücken, das heißt, jedem volkswirtschaftlichen Wert einen Geldwert zuzuordnen. Für diese Monetarisierung gibt es mehrere Ansätze:

- Beim Schadenskostenansatz wird versucht, allen Schäden, die durch eine Aktivität und deren Folgen verursacht werden, einen Geldwert zuzuordnen. Es wird versucht, den gesamten aufgetretenen Schaden auf die möglichen Ursachen verursachungsgerecht aufzuteilen. Manchmal kann der Schaden einer einzelnen Aktivität (zum Beispiel der Emission eines Schadstoffes) durch Versuche direkt gemessen werden.
- Beim Ausweichkostenansatz werden jene Kosten herangezogen, die notwendig wären, dem Schaden durch Errichten einer Barriere oder durch Vergrößerung des Abstandes zwischen Subjekt und Störquelle auszuweichen.
- Beim Vermeidungskostenansatz werden jene Kosten ermittelt, die notwendig sind, um die Störwirkung einer Quelle (zum Beispiel durch eine Rauchgasreinigungsanlage) ganz auszuschalten.
- Beim Reparaturkostenansatz werden jene Kosten berücksichtigt, die notwendig sind, um den Schaden wieder aufzuheben. Dieser Ansatz ist jedoch nur für reversible Schäden anwendbar.
- Bei der Zahlungsbereitschaftsbefragung wird festgestellt, wie viel zu zahlen die Bevölkerung bereit wäre, um einen bestimmten Schaden zu verhindern.
- Bei der Immobilienwertmethode wird der Kaufpreis eines ungeschädigten Grundstücks mit dem Kaufpreis eines geschädigten Grundstücks verglichen.

- Beim Reisekostenansatz wird festgestellt, wie viel die Bevölkerung ausgibt, um die Freizeit in einer ungeschädigten Umgebung verbringen zu können.

Jeder dieser Ansätze ist umstritten und in der Anwendung auf ein bestimmtes Gebiet beschränkt.

In UMWELTBUNDESAMT (2001) sind Kostensätze für die Emission bestimmter Schadstoffe in die Luft und in Fließgewässer angegeben (siehe Tabelle 7). In diesem Bericht sind ebenfalls Marktpreise von Sekundärprodukten, die aus der Aufarbeitung von Abfallströmen gewonnen werden können, zu finden (siehe

Tabelle 8).

Tabelle 7: Kostensätze zur Monetarisierung von Emissionen (UMWELTBUNDESAMT 2001).

Emissionen in die Luft		Emissionen in Fließgewässer	
Emittent	Kosten in €/t	Emittent	Kosten in €/t
CH ₄	1.330	AOX	178
CO	76	Cd	360.000
CO ₂ (fossil)	63	CSB	712
FCKW	253.000	Cu	36.000
N ₂ O	19.600	Hg	1.780.000
NMVOC	2.000	NH ₄ ⁺	1.100
NO _x als NO ₂	2.000	Ni	71.000
SO ₂	2.500	NO ₂ ⁻	433
Staub	500	NO ₃ ⁻	322
Cd im Schwebstaub	1.780.000	Pb	71.000
Hg im Schwebstaub	178.000.000		
Pb im Schwebstaub	1.780		
Zn im Schwebstaub	178		

Tabelle 8: Preise von Sekundärprodukten (UMWELTBUNDESAMT 2001).

Sekundärprodukt	Marktpreis bzw. Schattenpreis in €/t
Altpapierstoff (deinkt)	290
Altpapierstoff (normalt)	100
Aluminiumgusslegierung	1.400
Baustahl	300
Kunststoffe (EPS, PP, PE)	790
Glasbehälter	430
Heizöl	170
Holz	0



Sekundärprodukt	Marktpreis bzw. Schattenpreis in €/t
Kompost	9
Kunststoffregranulat	790
Reißtextilien	0
Rohstoffe zur Putzlappenproduktion	73
Second-Hand-Textilien (Qualität A)	3.600
Second-Hand-Textilien (Qualität B)	360
Sonderabfall	-290
Abfallbürtiger Klinkeranteil	-73

Auch zur Bestimmung einer angemessenen Diskontrate für Formel 4 gibt es mehrere Ansätze:

- Die private Zeitpräferenzrate drückt aus, um wie viel Prozent mehr eines geliehenen Gutes ein Privater nach einem Jahr zurückbekommen möchte, damit er bereit ist, dieses Gut zu verleihen. Analysen des Investitionsverhaltens bei Energiespartechnologien haben gezeigt, dass der private Diskontsatz üblicherweise bei 20 %/a oder darüber liegt.
- Im Industriebereich wird für Investitionen ins Kerngeschäft, je nach Investitionsrisiko ein realer Diskontsatz von 4 bis 10 %, außerhalb des Kerngeschäfts ein realer Diskontsatz von 10 bis 20 % verwendet.
- Aus volkswirtschaftlicher Sicht kann man argumentieren, dass die Werte für zukünftige Generationen gleich groß sind wie die Werte für die heute lebende Generation. Aus diesem Grund wäre eine Diskontrate von 0 % angemessen.
- In der gegenwärtigen Planungspraxis nimmt man den realen Zinssatz langfristiger gebundener Staatsanleihen (Euro-Bond minus Inflationsrate) als Diskontsatz. Dies entspricht etwa 4 %/a.

Da es oft schwierig ist, einen „angemessenen“ Diskontsatz zu definieren, wird beim Vergleich mehrerer Strategien oft auch der interne Zinsfuß als Vergleichsgröße angewandt. Der interne Zinsfuß ist in Formel 4 jener Diskontsatz, bei dem der Nettonutzen einer Strategie genau Null ist. Ein Nachteil dieses Verfahrens ist, dass es mehrere Nullstellen der Formel 4 geben kann.

Kosten-Wirksamkeits-Analyse (KWA) – Cost-Effectiveness-Analysis

Auch die Kosten-Wirksamkeits-Analyse (KWA) dient der Identifikation der vorteilhaftesten Alternative aus einer Reihe von Optionen. Zunächst werden das zu erreichende Ziel in Teilziele untergliedert und Indikatoren für die Erfüllung dieser Teilziele definiert (siehe Abbildung 19). Dann wird für jede Alternative (jedes Maßnahmenbündel, jede Strategie) bestimmt, wie hoch die Kosten der Umsetzung sind und in welchem Maße die einzelnen Teilziele erfüllt sind. Die Ergebnisse werden in der Kosten-Wirksamkeits-Matrix dargestellt, die einen Vergleich der Entscheidungsalternativen in Hinblick auf die Erfüllung der Teilziele erlaubt (siehe Tabelle 9).

Der Vorteil der KWA liegt darin, dass man sich die Monetarisierung des volkswirtschaftlichen Nutzens ersparen und den Vergleich auf Basis messbarer Größen durchführen kann. Der wichtigste Nachteil dieses Ansatzes wird sichtbar, wenn für verschiedene Teilziele jeweils eine andere Option (Strategie) das beste Ergebnis liefert und somit unklar bleibt, welche Option (Strategie) in Summe die vorteilhafteste ist.

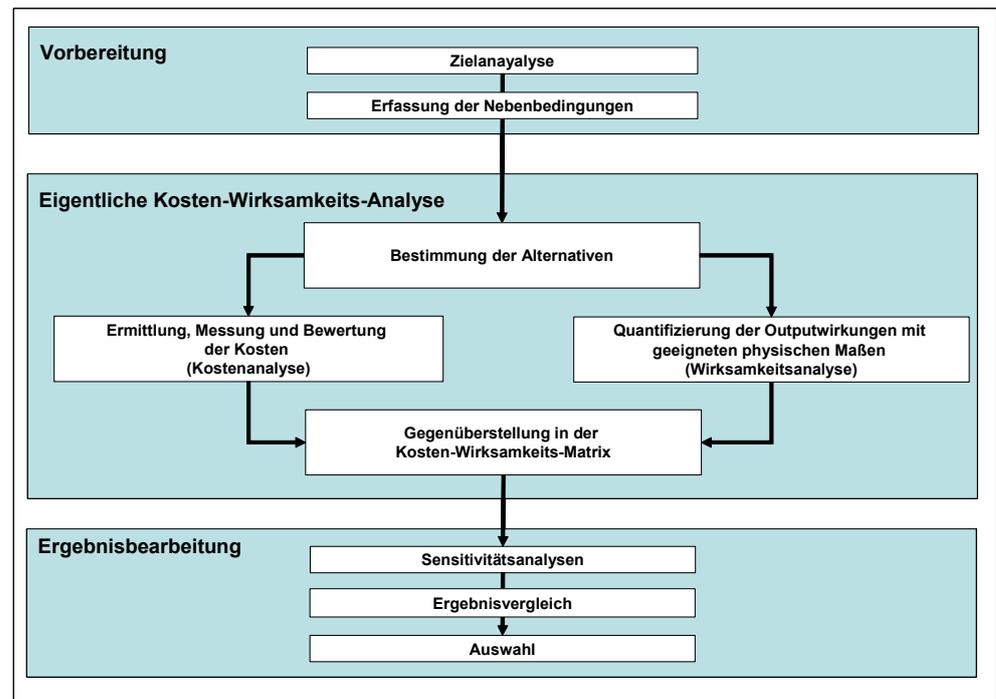


Abbildung 19: Ablauf der Kosten-Wirksamkeits-Analyse (UMWELTBUNDESAMT 2001).

Tabelle 9: Schema einer Kosten-Wirksamkeits-Matrix.

Strategie (Maßnahmenbündel)	Strategiekosten	Wirksamkeit		
		Teilwirksamkeit 1	Teilwirksamkeit 2	Teilwirksamkeit 3
1	K_1	W_{11}	W_{12}	W_{13}
2	K_2	W_{21}	W_{22}	W_{23}
3	K_3	W_{31}	W_{32}	W_{33}

Nutzwertanalyse (NWA)

Die Nutzwertanalyse (NWA) baut auf der Kostenwirksamkeitsanalyse auf und geht einen Schritt weiter. Die Teilziele werden gewichtet und die Teilwirksamkeiten der jeweiligen Option (Strategie) zu einem Nutzwert aufsummiert (siehe Abbildung 20). Die Nutzwerte der unterschiedlichen Optionen (Strategien) werden verglichen. Die Kostenseite kann über einen zusätzlichen Gewichtungsfaktor als negativer Teilnutzen mitberücksichtigt sein.

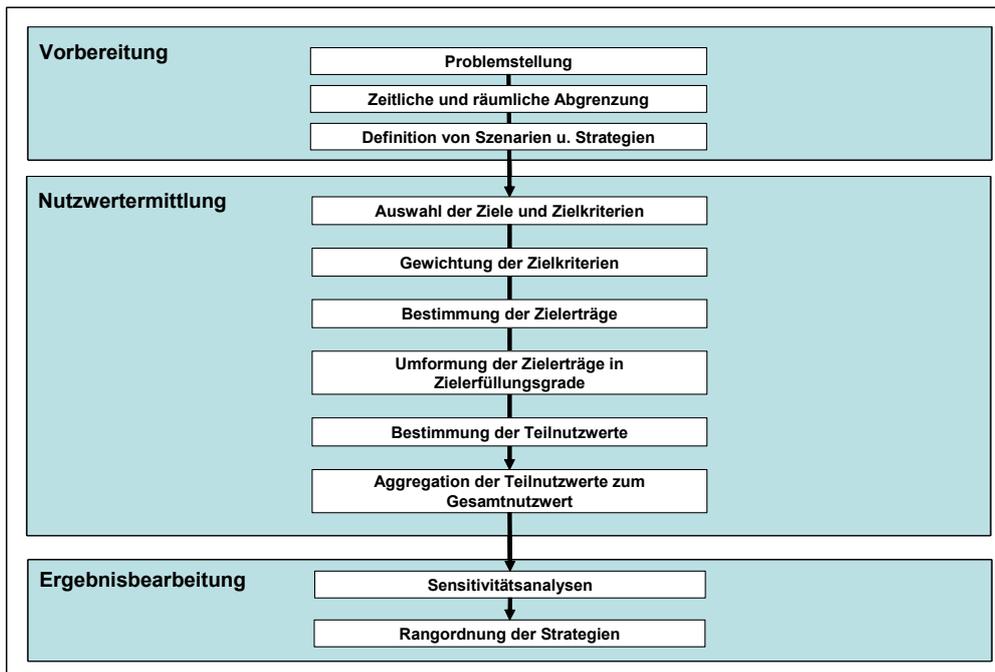


Abbildung 20: Ablauf der Nutzwertanalyse (UMWELTBUNDESAMT 2001).

A.2.8 Methoden der Volkswirtschaftlichen Gesamtrechnung

Input-Output-Analyse

Auf der Basis historischer Daten wird das Verhältnis zwischen verschiedenen volkswirtschaftlichen Faktoren bestimmt. So kann aus einem historischen Verhältnis zwischen Bruttoinlandsprodukt und Abfallaufkommen – bei Vorliegen einer Prognose des Bruttoinlandsproduktes – auch eine Prognose für das Abfallaufkommen erstellt werden. Bei der Input-Output-Analyse wird aus den historischen Zeitreihen der gängigen volkswirtschaftlichen Parameter eine Matrix erstellt, mit der das gesamte wirtschaftliche Gefüge eines Landes simuliert wird. Unter Vorgabe gewisser Annahmen bezüglich der Verfügbarkeit von Arbeitskraft, Kapital, Auslandsverschuldung und Wirtschaftswachstum der wichtigsten Handelspartner, kann mit der Input-Output-Matrix eine Prognose des zukünftigen Wirtschaftswachstums, aber auch zum Beispiel des Abfallaufkommens erstellt werden.

Die Input-Output-Analyse geht implizit davon aus, dass sich das Wirtschaftssystem in Zukunft auf die gleiche Weise verändern wird wie in der Vergangenheit. Fiskale und monetäre Maßnahmen, nicht aber Maßnahmen, die auf einen beschleunigten technologischen Wandel oder eine Verhaltensänderung abzielen, können damit simuliert werden.

Allgemeine Gleichgewichtsmodelle

Allgemeine Gleichgewichtsmodelle gehen davon aus, dass die Teilnehmer an einer Volkswirtschaft über Angebot und Nachfrage und den gebildeten Preis im Gleichgewicht stehen (VOSS 2001). Wird von außen ein Dienstleistungsbedarf vorgegeben, so kann ermittelt werden, wie sich das Versorgungssystem entwi-

ckelt. Damit kann auch das zukünftige Abfallaufkommen bestimmt werden. Ähnlich wie beim Input-Output-Modell werden jedoch Reaktionen der Marktteilnehmer aus der Vergangenheit in die Zukunft projiziert. Somit können gezielte Änderungen in der technologischen Entwicklung und im Verhalten der Bürger nicht simuliert werden.

A.2.9 Systemsimulation

Die Systemsimulation baut auf dem Prinzip der Kosten-Nutzen-Analyse auf. Zunächst wird ein gewisser volkswirtschaftlicher Dienstleistungsbedarf (Bedarf an Lebensraum, Lebensmitteln, Kommunikation, Mitteln der Selbstverwirklichung) vorgegeben. Dann wird simuliert, wie sich das zu untersuchende System zur Deckung dieses Dienstleistungsbedarfs, bei den für die Zukunft erwarteten Randbedingungen, in den nächsten 5 bis 30 Jahren entwickeln wird. Bei Referenzsimulation wird angenommen, dass keine gezielten Maßnahmen zur Änderung der Systementwicklung gesetzt werden. In den weiteren Berechnungen wird simuliert, wie sich eine bestimmte Maßnahme, ein Maßnahmenbündel oder eine Strategie auf die Entwicklung der Volkswirtschaft bzw. der Abfallwirtschaft auswirken wird.

Die Aufgabe der Simulation ist die Berechnung von zukünftigen Zeitreihen von abfallwirtschaftlichen Indikatoren, mit denen gezeigt wird, ob bestimmte Ziele unter Anwendung bestimmter Maßnahmen zu erreichen sind.

Dabei sind entsprechend dem **DPSIR**-Ansatz folgende Faktoren zu berücksichtigen:

- Driving forces (Akteure und deren Aktivitäten),
- Pressures (Stoffe, die Probleme machen),
- State (Umweltzustand),
- Impact (Einfluss der Stoffe auf die Umwelt),
- Response (Gegenmaßnahmen).

Eine Möglichkeit, Auswirkungen von Veränderungen abfallwirtschaftlicher Systeme zu simulieren bietet der **IPAT**-Ansatz:

$$\text{Impact} = \text{Population} * \text{Affluence} * \text{Technology}$$

(Umweltbelastung (durch Abfall) = Bevölkerung * Wohlstand * Technologie)

Damit die Umweltbelastung sinken kann, müssen technologische Fortschritte schneller zunehmen als Bevölkerungswachstum und Wohlstand (VANCINI 2000).

A.2.10 Systemoptimierung

Bei der Systemoptimierung wird mit Hilfe von Zielfunktionen errechnet, welches das optimale System ist, um einen zukünftigen Dienstleistungsbedarf zu decken. Die Zielfunktion kann sich dabei auf einen Parameter beziehen (die geringsten Systemkosten zur Deckung des Dienstleistungsbedarfs) oder auf einen Mix aus mehreren Kriterien. Für den „geringste-Kosten-Ansatz“ (least cost approach) müssen alle Umweltbeeinflussungen, alle volkswirtschaftlichen Werte und alle volkswirtschaftlichen Kosten monetarisiert werden. Beim „mehr-Kriterien-Ansatz“ (multi

criteria approach) muss ein Gewichtungsschlüssel zwischen den Kriterien eingeführt werden.

A.2.11 Überblick über die Analysemethoden

Die Vor- und Nachteile sowie die Anwendungsfelder der meisten der oben angeführten Analysemethoden sind in Tabelle 10 einander gegenübergestellt. Die sozio-ökonomischen Bereiche, die in den einzelnen Analysemethoden abgedeckt werden, sind in Abbildung 21 wiedergegeben.

Tabelle 10: Überblick über Vor- und Nachteile von abfallwirtschaftlichen Analysemethoden (FATTA & MOLL 2003 plus Ergänzungen).

Analysemethode	Vorteile	Nachteile	Anwendungsfelder
Abfallfaktoren und Indikatoren	Leicht zu interpretieren und zu kommunizieren; wenige Parameter müssen bestimmt werden, um Entscheidungen fällen zu können. Indikatoren sind ein gutes Hilfsmittel bei der Festlegung von Zielen und beim Monitoring des Fortschritts.	Es gibt noch kein international akzeptiertes System von Indikatoren. Qualität hängt von Datenverfügbarkeit ab. Zusatzinformationen meist notwendig, da Komplexität der Zusammenhänge nicht abgebildet.	<ul style="list-style-type: none"> ● Darstellung der Zusammenhänge von Abfall mit anderen Gebieten (z. B. Wirtschaft, Umwelt) ● Darstellung wo man steht ● Vergleich von Ländern ● Festlegung von Zielen und Monitoring des Fortschritts.
Life Cycle Assessment	Ganzheitlicher Ansatz, der die nötige Information zur Minimierung der Umweltfolgen vor, während und nach der Produktlebenszeit liefert.	Die Definition der Systemgrenzen und der Prozesse ist entscheidend für das Ergebnis; Schwierigkeiten bei der Gewichtung verschiedener Umwelteinflüsse.	Produktpolitik, Produktentwicklung und Produktverbesserung.
Umweltrisikoprüfung	Vergleicht den Umfang des Risikos von verschiedenen Quellen, dient zum Risikomanagement.	Schwierig umzusetzen; selten alle Informationen verfügbar; keine eindeutige Methodik der Risikobewertung.	Abschätzung des Risikos von Unfällen und der Langzeitfolgen des Projektbetriebs.
Materialintensitätsanalyse	Standardinformationen zur Umweltbeeinträchtigung einzelner Materialien und Technologien werden systematisch aufgebaut. Ein Informationssystem mit den ermittelten Daten kann eine gute Grundlage auch für die Bewertung von abfallwirtschaftlichen Systemen liefern.	Wie bei der Lebenszyklusanalyse ist auch hier die Grenzziehung subjektiv und beeinflusst das Ergebnis.	Vergleich von Produkten mit Alternativprodukten.

Analysemethode	Vorteile	Nachteile	Anwendungsfelder
Material-Güter-Stoffflussanalyse	Guter Überblick über die Massenströme im Gesamtsystem. Der Aufbau von Lagern und damit der Aufbau von Problemen für die Zukunft kann frühzeitig erkannt werden.	Schon die Erstellung der Bilanz für ein Jahr ist sehr aufwändig, umso mehr Extrapolationen in die Zukunft; Zuordnung von Abfällen und Gütern schwierig.	Ressourcenmanagement; Abschätzung, welcher Sektor die größte Rolle spielt, wo also die Schraubenzieher anzusetzen sind.
Kosten-Nutzen-Analyse	Bestimmt die Kosten und den Nutzen eines Projektes oder einer Maßnahme für die Gesellschaft. Die Ergebnisse können leicht verständlich dargestellt werden.	Schwierigkeiten bei der Monetarisierung der Umweltwirkungen, der volkswirtschaftlichen Werte und der volkswirtschaftlichen Kosten.	Umweltplanung und Entscheidungs-Unterstützungs-Prozesse.
Volkswirtschaftliche Gesamtrechnung	Mit bestehenden Wirtschaftsmodellen können Prognosen über das zukünftige Abfallaufkommen erstellt werden.	Gezielter technologischer Wandel und Verhaltensänderungen können nicht simuliert werden.	Prognosen des Abfallaufkommens.
Simulation	Veranschaulichen die aktuelle Situation und schätzen die zukünftigen Entwicklungen ab; Bewertung alternativer Maßnahmen und Strategien.	Datensammlung kann schwierig und teuer sein. Nicht alle Parameter können berücksichtigt werden.	Bestimmung der Umweltauswirkungen für eine vorgeschlagene Politik oder Maßnahme; zukünftige Trends.
Optimierung	Bestimmung der optimalen Systementwicklung.	Schwierigkeiten bei der Monetarisierung der Umweltwirkungen, der volkswirtschaftlichen Werte und der volkswirtschaftlichen Kosten.	Umweltplanung und Entscheidungs-Unterstützungs-Prozesse.

Analysemethode	Behandelter Bereich			
	Ökologie	Ökonomie	Gesellschaft	Technik
Life Cycle Assessment	●			
Ganzheitliche Bilanzierung	●●●			●
Produktlinienanalyse	●●●●●			
Materialflussanalyse	●			
Kosten-Nutzen-Analyse	●●●●●			
Systemsimulation	●●●●●			

Abbildung 21: Bereiche, die von den unterschiedlichen Analysemethoden abgedeckt werden (nach GRASSINGER & SALHOFER 1998).

A.3 Analyse-Werkzeuge (Tools)

A.3.1 Informationssysteme

Informationssysteme sind meist nutzerfreundliche, oft über das Internet zugängliche Datenbanken, die abfallrelevante Daten und Kennzahlen zur Verfügung stellen. Wenn die Daten mit der geografischen Lage verknüpft sind, spricht man von geografischen Informationssystemen (GIS). Diese lassen sich vor allem für die anschauliche Darstellung von Entwicklungen und für die Überwachung geografisch verteilter Anlagen verwenden.

A.3.2 Computermodelle der volkswirtschaftlichen Gesamtrechnung

Mit einem makroökonomischen Modell, das auf der NAMEA-(National Accounting Matrix including Environmental Accounts)-Struktur beruht, wurden vom Wuppertal Institut jene Produktgruppen identifiziert, welche für den größten Ressourcenverbrauch verantwortlich sind und den größten Druck auf die Umwelt verursachen. Es konnte gezeigt werden, dass nur 10 Produktgruppen für 60 bis 70 % des gesamten Ressourcenverbrauchs bzw. der Umweltbeeinträchtigungen verantwortlich sind (siehe Abbildung 22) (MOLL 2005).

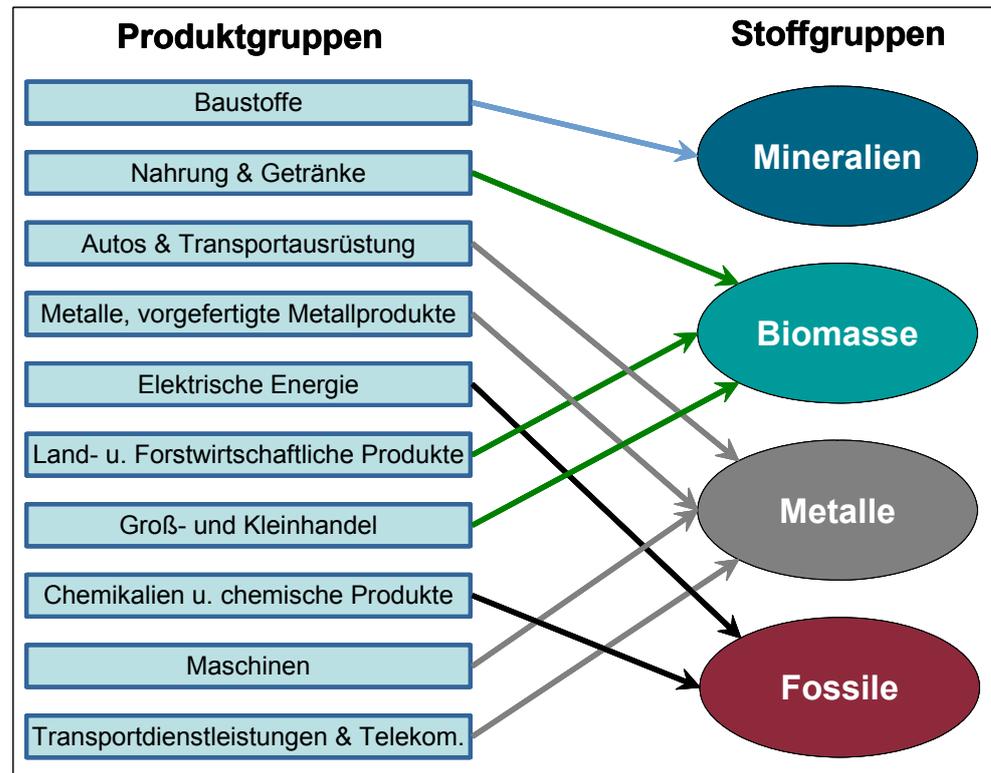


Abbildung 22: Die 10 Produktgruppen, die für den größten Ressourcenverbrauch und die schwersten Umweltbeeinträchtigungen verantwortlich sind, mit Zuordnung zu Stoffgruppen (MOLL 2005).

A.3.3 Simulationsmodelle

Mit einem Simulationsmodell werden die Prozesse und Materialströme des zu untersuchenden Systems abgebildet. Mit vorgegebenen Transferkoeffizienten und Anteilen jedes Prozesses an der Erbringung der nachgefragten Dienstleistung, können alle Materialströme errechnet werden. Der Schwerpunkt der Simulationsmodelle liegt in

- einer bedienungsfreundlichen Nutzeroberfläche,
- einem System, welches das Zeichnen des Modells und die Dateneingabe erleichtert,
- der Anbindung an eine Datenbank, in der Inputdaten und Ergebnisse gespeichert werden,
- einem Szenarioverwaltungssystem, in dem die Annahmen für ein Szenario bzw. für eine Strategie und die Ergebnisse einer Szenariorechnung dokumentiert werden und
- einer übersichtlichen Ergebnisdarstellung.

Im Prinzip kann MS-Excel als Simulationsmodell verwendet werden. Es gibt aber auch spezielle Software für Lebenszyklusanalysen und Stoffstrommanagement. Diese Softwareprodukte haben zum Teil die Kapazität, als abfallwirtschaftliche Systemsimulationsmodelle eingesetzt zu werden. Hier sollen nur einige genannt



werden, die anlässlich einer Vortragsreihe im Jahr 2004 an der TU-Wien vorgestellt wurden:

- SIMBOX – ein Simulationsmodell für Stoff- und Energieflüsse von Sieber Cassina (Schweiz) (PLÜSS 2004);
- ÖAWM-DST – ein Instrument zur Analyse von Abfallbehandlungswegen von GUA und seibersdorf research (WARTHA 2004);
- GaBi 4 – ein Life Cycle Analysis-Tool vom Institut für Kunststoffprüfung und Kunststoffkunde der Universität Stuttgart (BRAUNE 2004);
- Umberto – ein Stoffstromanalysewerkzeug von Ifeu und ifu Hamburg GmbH (SCHMIDT 2004);
- MAcFlow – ein Flussbild-Analysewerkzeug von Institute of Econometrics, Operations Research and System Theory der TU-Wien (GRUBER 2004).

A.3.4 Optimierungsmodelle

Optimierungsmodelle sind Computerprogramme, die für ein System über den Planungszeitraum das Minimum oder Maximum der Zielfunktion bestimmen. So könnte mit Hilfe eines Optimierungsmodelles errechnet werden, welche Kombination an Möglichkeiten bei einer Vielzahl von Alternativen den Abfall zu behandeln und zu entsorgen die Kombination mit den geringsten volkswirtschaftlichen Kosten ist.

Für die Beantwortung der Frage, welche Rahmenbedingungen von der öffentlichen Verwaltung für die Entwicklung des abfallwirtschaftlichen Gesamtsystems gesetzt werden sollten, scheinen Optimierungsmodelle aber weniger geeignet, als Simulationsmodelle.

A.4 Die Strukturierte Analyseplanung zur Entwicklung von Abfallvermeidungs- und -verwertungsstrategien

Mit Hilfe einer systematischen Vorgehensweise, der so genannten Strukturierten Analyseplanung (siehe Abbildung 23) werden die Zielsetzungen und Einflussfaktoren der zukünftigen Entwicklung eines Abfallwirtschaftssystems strukturiert und analysiert. In diesen Planungsprozess sind neben den Fachexperten interessierte und betroffene Parteien sowie die Entscheidungsträger eingebunden. Diese Akteure definieren die Ziele sowohl der Analyse als auch der abfallwirtschaftlichen Entwicklung, wählen die strategischen Maßnahmen aus, die untersucht werden sollen und definieren die zu untersuchenden Strategien. Am Ende des Planungsprozesses werden die Untersuchungsergebnisse und die entsprechenden Empfehlungen dem Entscheidungsträger vorgelegt.

Am Beginn des Planungsprozesses steht die Analyse der historischen Entwicklungen, die zum Ist-Zustand geführt haben. Die Probleme werden identifiziert, die durch die zu untersuchende Strategie gelöst werden sollen. Danach werden die Ziele, die mit der Strategie verfolgt bzw. umgesetzt werden sollen, festgelegt sowie allfällige Restriktionen, denen die Entwicklung der Abfallwirtschaft unterliegt, definiert. Gibt es mehrere konfliktäre Ziele, muss ein primäres Ziel oder eine Gewichtung der Ziele festgelegt werden. Um in der nachfolgenden Fallstudie nachzuwei-

sen, ob und in welchem Maße ein Ziel erfüllt bzw. eine Restriktion eingehalten ist, werden entsprechende Indikatoren (siehe Kapitel A.5) definiert.

Im nächsten Schritt wird der Gegenstand der Fallstudie näher definiert und ein grafisches Systemmodell der österreichischen Abfallwirtschaft entwickelt. Mit diesem Modell werden Systemgrenzen und Untersuchungsschwerpunkte systematisch dargestellt.

Faktoren, die die zukünftige Entwicklung der österreichischen Abfallwirtschaft beeinflussen können, werden einer der drei folgenden Kategorien zugeordnet (siehe auch Abbildung 24):

- Rahmenannahme,
- Szenario-Parameter,
- Strategische Maßnahmen.

Rahmenannahmen sind Festlegungen, die für die gesamte Untersuchung gelten – wie Basisjahr oder Planungshorizont.

Exogene, das heißt vom Entscheidungsträger nicht beeinflussbare Parameter, deren zukünftige Entwicklung sich in einem breiteren Band abspielen kann, werden als Szenario-Parameter zu Szenarien zusammengefasst. Es hat sich als sinnvoll erwiesen, von zwei Szenarien der wirtschaftlichen Entwicklung (eines mit moderatem Wachstum und eines mit starkem Wachstum) auszugehen und die Entwicklung anderer unsicherer Einflüsse (wie Ressourcenkosten und -verfügbarkeit) diesen Szenarien zuzuordnen.

Maßnahmen, die der Entscheidungsträger, der die Untersuchung beauftragt hat, selbst ergreifen kann, werden zu Strategien zusammengefasst.

Als Bezugspunkt für zu untersuchende Strategien wird eine Referenz- oder „Business-As-Usual“-Strategie definiert. In dieser wird gezeigt, wie sich das Abfallwirtschaftssystem ohne Ergreifen weiterer Maßnahmen entwickeln würde. Alle anderen Strategien werden mit dieser Referenz verglichen.

Nach der Auswahl der geeigneten Analyse- und der geeigneten Analyseinstrumente, wird in einer Fallstudie die Wirkung der einzelnen Strategien innerhalb der beiden Szenarien auf die Entwicklung des Abfallwirtschaftssystems untersucht. Jede Szenario-Strategie-Kombination heißt „Fall“, daher der Ausdruck „Fallstudie“. Die vorher festgelegten Indikatoren werden für jeden Fall berechnet bzw. abgeschätzt (siehe Kapitel A.6). Erzielt eine Strategie im Vergleich mit den anderen Strategien in beiden Szenarien die besten Ergebnisse, so kann diese Strategie, trotz der Unsicherheiten der zukünftigen Entwicklungen, als „robust“ angesehen werden (siehe Abbildung 25). Ist im ersten Anlauf keine robuste Strategie zu identifizieren, so muss die Strategie durch Hinzunahme, Weglassen, Verstärken oder Abschwächen einzelner Maßnahmen neu definiert und die Fallstudie wiederholt werden. Parametervariationen oder Sensitivitätsanalysen (siehe Abbildung 26) können die Konzeption der Robusten Strategie erleichtern.

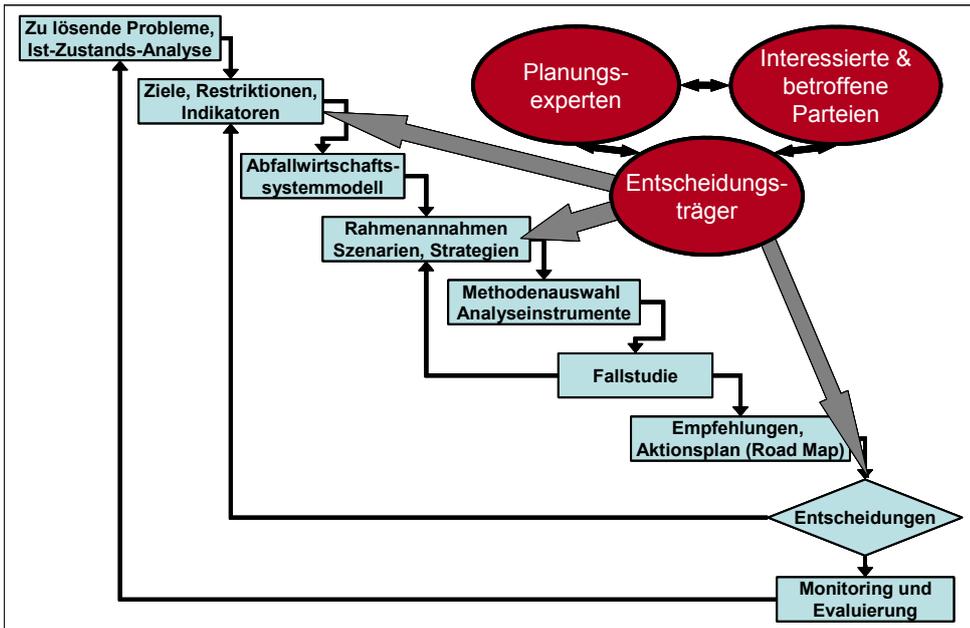


Abbildung 23: Strukturierte Analyseplanung (SAP).

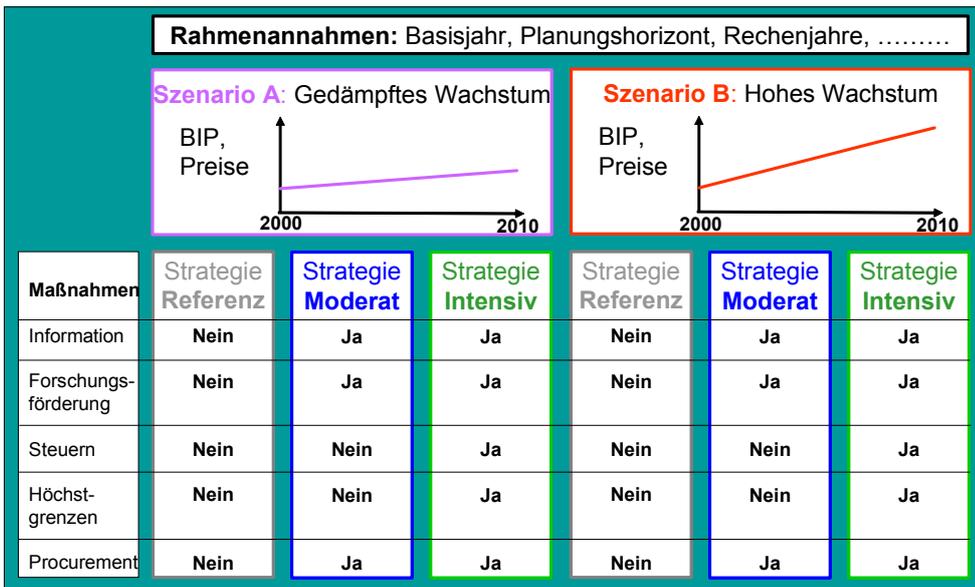


Abbildung 24: Strategie-Management-Tableau (SMT).

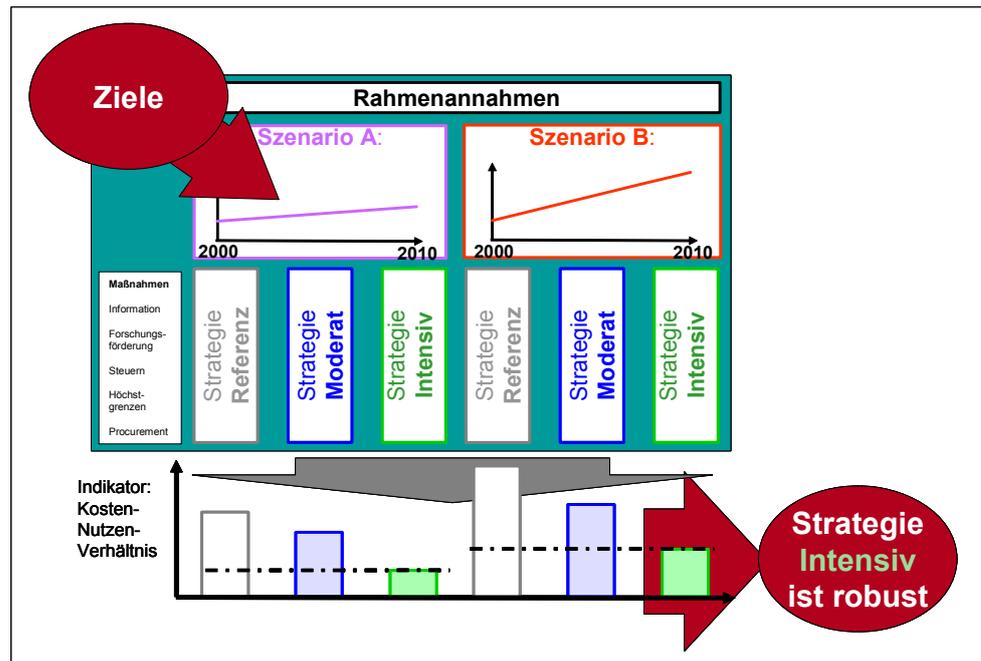


Abbildung 25: Identifikation der Robusten Strategie.

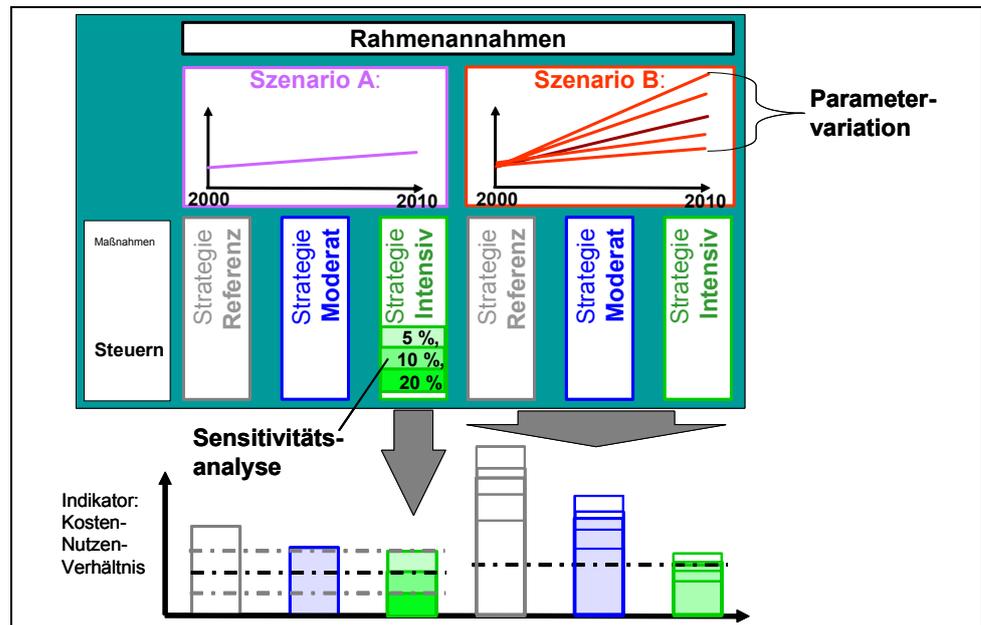


Abbildung 26: Sensitivitätsanalyse und Parametervariation.

Als Ergebnis der Fallstudie erhält man also eine empfehlenswerte Strategie und eine Aussage darüber, welche quantifizierbaren Ziele durch diese Strategie erreichbar sind. Stimmt der Entscheidungsträger der Umsetzung der Strategie zu, so sind ein Aktionsplan mit terminisierten Zwischenzielen und ein Monitoringplan zu erstellen. Die Umsetzung der Strategie und ihre Effizienz muss laufend kontrolliert und unvorhergesehene Einflüsse identifiziert werden. In einem kontinuierlichen Eigenbewertungsprozess wird die Strategie ständig angepasst und verbessert (siehe Abbildung 27).

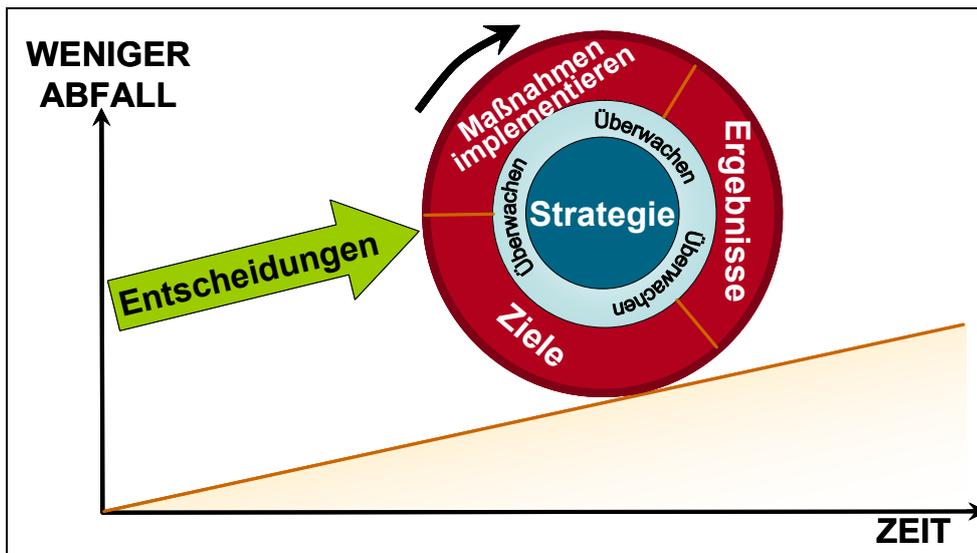


Abbildung 27: Der Selbstbewertungsprozess zur laufenden Optimierung einer Abfallvermeidungsstrategie.

Der Aktionsplan besteht in der Regel aus sechs Komponenten:

1. die zu erreichenden, messbaren Ziele (targets),
2. die gewählten Instrumente und Maßnahmen der Strategie,
3. die spezifischen Material- und Abfallströme, die verändert werden sollen,
4. die anzusprechende Zielgruppe,
5. Meilensteine und Zeitplan,
6. Mittel und Maßnahmen zur Überprüfung des Fortschritts.

Der Aktionsplan dient, unter anderem, zur Erfüllung folgender Aufgaben:

- Harmonisierung von Umsetzung und Wirkung der unterschiedlichen Maßnahmen,
- Sicherstellung von Expertenwissen und Arbeitskraft,
- Identifikation des finanziellen Bedarfes,
- Information, Weiterbildung und Marketing,
- Einrichtung von Partnerschaften,
- Verbreitung der notwendigen Informationen an alle involvierten Akteure,
- Integration eines Kontrollsystems.

Der Monitoringplan legt fest, wann welche Parameter gemessen werden, um den Erfolg der umgesetzten Strategie zu kontrollieren. Die wichtigsten Indikatoren, die bereits für die Konzipierung und Optimierung der Strategie für die Zukunft berechnet worden sind, werden ausgewählt, in den Folgejahren gemessen und mit den erwarteten Werten verglichen. Zumindest ein Umweltindikator, ein wirtschaftlicher und ein sozialer Indikator sollten aufgezeichnet werden. Die Messung und Analyse von Abfallströmen kann durch Meinungsumfragen ergänzt werden, woraus man Änderungen im Meinungsbild und im Nutzungsverhalten der Konsumenten ableiten kann.

Im Monitoringplan wird auch festgelegt, wer für die Datenaufzeichnung und Analyse verantwortlich ist und in welcher Form und Häufigkeit Kontrollberichte erstellt werden.

A.5 Grundlagen zur Festlegung der Indikatoren

Die Effizienz von Abfallvermeidungs- bzw. -verwertungsmaßnahmen kann an folgenden Kriterien gemessen werden (VANCINI 2000):

- Effektivität in Richtung Umweltschutz,
- wirtschaftliche Effizienz (Kosten-Nutzen-Verhältnis),
- Unterstützung innovativer Entwicklungen,
- politische Akzeptanz,
- geringer administrativer Aufwand.

Zur Definition von Vermeidungs-/Verwertungszielen sind zumindest drei Angaben erforderlich (VANCINI 2000):

1. Der Stoffstrom, der verändert werden soll, muss definiert werden.
2. Die absolute oder relative Maßeinheit, in der der Stoffstrom angegeben wird, muss fixiert werden (z. B. Tonnen pro Jahr, oder Tonnen pro Einwohner/Jahr).
3. Der Bezugspunkt, mit dem der Wert im Zieljahr verglichen wird (zum Beispiel mit Vergangenheitswert oder EU-Durchschnitt, siehe Tabelle 11) muss festgelegt werden.

Tabelle 11: Mögliche Indikatoren (VANCINI 2000).

Stoffstrom	Maßeinheiten	Bezugspunkt der zukünftigen Ziele
<ul style="list-style-type: none"> ● Gesamter Materialstrom ● Industrieabfall ● Bergbauabfall ● Landwirtschaftlicher Abfall ● Kommunaler Abfall ● Verpackungsmaterial ● Kunststoffe 	<ul style="list-style-type: none"> ● Absolutmengen: Massen ● Relativmengen: je Einwohner, je € BIP, je Produkt/Dienstleistungsmenge ● Gewichtet nach Gefährdungspotenzial oder Energieinhalt des Abfallstroms 	<ul style="list-style-type: none"> ● Historisch: % des vergangenen oder zukünftigen Niveaus ● Wirtschaftlich: basierend auf Lebenszykluskosten, Kosten-Nutzen-Verhältnis ● Technisch: % des niedrigsten technisch machbaren Niveaus ● „Benchmark“: % des besten weltweit/EU-weit erzielten Niveaus

Zu den Schlüsselindikatoren für Abfallvermeidungs- bzw. -verwertungsmaßnahmen zählen:

- Gesamtkosten der Abfallbeseitigung, der Abfallverwertung und der Abfallvermeidung inklusive der externen Kosten für die Umweltnutzung,
- gesamter Ressourcenverbrauch,



- Aufkommen an Gesamtabfall und an gefährlichem Abfall,
- Recyclinganteil,
- gesamte Treibhausgasemissionen.

Zusatzindikatoren können sein:

- Verbrauch an Primärressourcen, aufgegliedert nach Kategorien,
- Ressourceneffizienz in € BIP je t,
- Aufkommen an Gesamtabfall und an gefährlichem Abfall je Einwohner,
- Aufkommen an Gesamtabfall und an gefährlichem Abfall je € BIP,
- Abfallaufkommen nach Kategorien:
 - kommunaler Abfall
 - Industrieabfall
 - Gewerbeabfall
 - gefährlicher Abfall
 - Verpackungsabfall
 - Abfall an Bodenaushub und Baurestmassen
 - Altfahrzeuge
 - Elektro- und Elektronikaltgeräte
 - Altöl;
- Menge an gefährlichem Abfall, der entsorgt werden muss,
- Menge an zu deponierendem und zu verbrennendem Abfall,
- Transportkilometer für Abfallbeseitigung,
- Landverbrauch für Ressourcengewinnung und Abfallbeseitigung,
- Wasserverbrauch für Ressourcengewinnung und Abfallbeseitigung,
- Menge an Deponieabwässern,
- Abfallimporte/Exporte,
- Beseitigungskapazität,
- Abfallbewirtschaftungskosten in €/t.

Für die Entwicklung einer Abfallvermeidungs- und -verwertungsstrategie haben die Indikatoren drei Aufgaben:

1. Mit Hilfe der Indikatoren sollen die effizientesten Instrumente und Maßnahmen ermittelt und für die Strategie ausgewählt werden.
2. Die Indikatoren sollen anzeigen, welche quantitativen Ziele mit dieser Strategie erreichbar sind.
3. Der Erfolg der Strategieumsetzung soll anhand der Indikatoren im Rahmen eines Monitoringsystems gemessen werden.

Um diese Aufgaben für eine Abfallvermeidungs- und -verwertungsstrategie zu erfüllen, wäre es wünschenswert, folgende Indikatoren bestimmen zu können:

- das Aufkommen der von den Maßnahmen betroffenen Abfallströme;
- den Schadstoffgehalt der Abfallströme;
- den gesamten Materialverbrauch (TMC) und den gesamten Energieverbrauch;

- die gesamten Emissionen (inklusive diffuse Emissionen);
- die Gesamtkosten des Systems Österreich unter Berücksichtigung der vollen Umweltkosten, der sozialen Kosten und der Folgekosten für künftige Generationen sowie aller ökologischen und sozialen Vorteile, die durch die Abfallvermeidungs- und -verwertungsstrategie entstehen. Diese Gesamtkosten wären das Entscheidungskriterium, ob die jeweils untersuchte Strategie robust ist.

Da nicht alle Massenströme mit ihren Schadstoffgehalten durch das österreichische Wirtschaftssystem und alle Emissionen an allen Punkten gemessen werden können, können diese Indikatoren nicht errechnet werden. Die Auswahl der Maßnahmen für eine Abfallvermeidungs- und -verwertungsstrategie erfolgt daher meist qualitativ (siehe Impact Assessment unten). Unter günstigen Bedingungen lassen sich bezüglich der erwarteten Wirkung der Strategie auch zum Teil quantitative Aussagen treffen.

A.6 Impact Assessment

In vielen Fällen kann in der abfallwirtschaftlichen Planung der Effekt einer einzelnen Maßnahme oder einer gesamten Strategie nicht errechnet werden. In diesen Fällen wird der zu erwartende Effekt abgeschätzt. Eine dafür gängige Methode ist das Impact Assessment.

Beim Impact Assessment wird zunächst festgelegt, welche Aspekte bei der Bewertung der zu vergleichenden Maßnahmen bzw. Strategien maßgeblich sind. Dies sind üblicherweise die Wirkungen auf die Umwelt, auf verschiedene ökonomische Faktoren und auf verschiedene soziale Faktoren. Diese Wirkungen (Impacts) entsprechen den Indikatoren der strukturierten Analyseplanung (siehe Kapitel A.4). Im nächsten Schritt wird durch Experten abgeschätzt, ob die jeweilige Maßnahme bzw. Strategie auf die Umwelt, auf die verschiedenen ökonomischen Faktoren und auf die sozialen Faktoren jeweils eine positive (+), eine neutrale (=) oder eine negative (–) Wirkung hat. Wenn die Wirkung sowohl positiv als auch negativ sein kann, wird dies festgehalten. Die Wirkungserwartungen der jeweiligen Maßnahme/Strategie in Bezug auf die verschiedenen Faktoren werden in einer Matrix festgehalten (als Beispiel siehe Tabelle 12). Im nächsten Schritt wird jene Maßnahme/Strategie ausgewählt, welche die primären Ziele am besten unterstützt ohne die gesetzten Restriktionen zu verletzen.

Tabelle 12: Impact Assessment-Matrix, die im Rahmen der Entwicklung der EU-Thematischen Strategie zur Vermeidung und Verwertung von Abfall für den Bereich Abfallvermeidung erstellt wurde (Ec 2005).

Impact (Wirkung)	Alternative EU-Vermeidungsstrategien		
	A) Keine neuen Maßnahmen	B) Tentative Vermeidungsziele	C) Rahmen für Vermeidungspläne und Berichtspflichten
auf die Umwelt	(-) bisher beobachtete Trends beim Abfallaufkommen setzen sich fort mit einer Zunahme von Umweltbelastungen	(+) In Abhängigkeit von den Umsetzungsmaßnahmen würde die Zunahme des Abfallaufkommens gebremst (-) der Ersatz von massereichen, jedoch weniger schädlichen Abfällen durch weniger massereiche, aber schädlichere wäre möglich	(+) In Abhängigkeit von den Umsetzungsmaßnahmen würden die Umweltbelastungen durch die Abfallerzeugung gelindert. Diese Strategie lässt Umsetzungen zu, die zu einer minimalen Umweltbelastung aus Gesamtsystemsicht führen
auf ökonomische Faktoren			
Kosten für Betriebe, die Abfall erzeugen	(=) keine Änderung bei den beobachteten Trends	(-) potenziell die höchsten Kosten, da Vermeidungsziele wahrscheinlich unflexible Ansätze fördern	(-) höher als bei Strategie A wegen der Möglichkeit flexibel zu reagieren, aber geringer als bei Strategie B
Innovation und Forschung	(=) im Allgemeinen neutral (-) keine Signale werden gegeben, Innovation wird nicht ermutigt	(+) starkes Signal für Produkte und Technologien mit geringer Abfallmasse	(+) mittelstarkes Signal
Umsetzungskosten für EU, nationale und lokale Verwaltung	(=) keine Umsetzungskosten	(-) wahrscheinlich die höchsten Kosten wegen der schwierigen Überwachung	(-) mittlere bis hohe Kosten für die Auswahl, Umsetzung und Evaluierung der Maßnahmen
auf soziale Faktoren			
Arbeitsmarkt	(=) keine Änderung bei den beobachteten Trends	(+), (-) oder (=) je nach Umsetzungsmaßnahmen	(+), (-) oder (=) je nach Umsetzungsmaßnahmen, jedoch meist besser als bei Strategie B
Gesundheit	(=) keine Änderung bei den beobachteten Trends	(=) wahrscheinlich neutral	(+) wahrscheinlich neutral, aber etwas besser als bei Strategie B, da das Ziel einer verbesserten Gesundheit bei der Umsetzung berücksichtigt werden kann

A.7 Literatur zu Annex A

- BILITEWSKI, B.; HARDTLE, G. & MAREK, K. (2000): Abfallwirtschaft – Handbuch für Praxis und Lehre. Springer, Berlin.
- BRAUNE, A. (2004): GaBi 4 – Standardsoftware für Lebenszyklusbetrachtungen.
<http://www.iwa.tuwien.ac.at/htmd2264/lehre/AWS-Vorlesungen/dipldiss/vo-unterlagen.htm>.
- BRINGEZU, ST. (2003): Aspekte der Analyse des gesellschaftlichen Stoffwechsels – Systemgrenzen und ökologischer Rucksack. CD: Klausurtagung des wissenschaftlichen Rates für Abfallwirtschaft und Altlastensanierung, Puchberg am Schneeberg. 23.–24.10.2003.
- BRUNNER, P.H. & RECHBERGER, H. (2004): Practical Handbook of Material Flow Analysis. Lewis Publishers, CRC Press LLC, Boca Raton.
- BRUNNER, P.H. (2004a): Von der Abfallwirtschaft zum Ressourcenmanagement – Synthesbericht über vier Projekte zur Ausrichtung der österreichischen Abfallwirtschaft nach stofflichen Gesichtspunkten (ABASG II). Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien. 14. April 2004.
- DAXBECK, H.; REISENBERGER, M. & KAMPEL, E. (2003): Güterhaushalt Österreich – Abfallwirtschaft als Teil des Ressourcenmanagements – welches sind die wichtigsten Güter- und Abfallflüsse? Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien.
- EDER, M. & BRUNNER, P.H. (2004): Abfallvermeidung – wo sind die Makroschrauben? Proc. Österreichische Abfallwirtschaftstagung 2004, Graz. 24.–25. März 2004.
- EC – European Commission (2005): Commission Staff Working Document – Impact Assessment on the Thematic Strategy on the prevention and recycling of waste and the immediate implementing measures, Brussels. SEC (2005) 1681. 21.12.2005.
- EEA – European Environment Agency (2003): Europe's environment – the third assessment – Environmental assessment report No 10. Denmark. <http://www.eea.eu.int>.
- EK – Kommission der Europäischen Gemeinschaft (2003): Mitteilung der EK – Eine thematische Strategie für Abfallvermeidung und -recycling. KOM (2003) 301, Brüssel. 27.5.2003.
- ENDS – Environment Daily 1828 (2005): issue@environmentdaily.com. 24.02.2005.
- ERB, K.-H.; KRAUSMANN, F. & SCHULZ, N.B. (2002): Der ökologische Fußabdruck des österreichischen Außenhandels. IFF Social Ecology Working Paper, Wien.
- FATTA, D. & MOLL, ST. (2003): Assessment of information related to waste and material flows: A catalogue of methods and tools. European Environment Agency.
<http://waste.eionet.eu.int>.
- FLEMSTRÖM, K.; CARLSON, R. & ERIXON, M. (2004): Relationships between Life Cycle Assessment and Risk Assessment. IMI, Chalmers University of Technology, for NATURVARDsverket, Report 5379, Stockholm.
- GRASSINGER, D. & SALHOFER, ST. (1998): Methoden zur Bewertung abfallwirtschaftlicher Maßnahmen. MA 22, Wien. Dezember 1998.
- GRUBER, K. (2004): Programmsystem MAcFlow.
<http://www.iwa.tuwien.ac.at/htmd2264/lehre/AWS-Vorlesungen/dipldiss/vo-unterlagen.htm>.
- HABERL, H. (2004): 10. Ökologischer Fußabdruck, Nachhaltigkeitsstrategien.
<http://www.iff.ac.at/socec/backdoor/backdoor.php>.



- ISO – International Organization for Standardization (1996): EN-ISO 14040:1996: Environmental management – Life cycle assessment – Principles and framework. European Committee for Standardization, Brüssel.
- ISO – International Organization for Standardization (1999): EN-ISO 14043:1999: Environmental management – Life cycle assessment – Life cycle interpretation. European Committee for Standardization, Brüssel.
- KÖPPL, A.; HINTERBERGER, F.; FRESNER, J. & KANATSCHNIG, D. (1998): Zukunftsstrategien für eine integrierte österreichische Abfall- und Stoffstromwirtschaft. BOKU, Wien.
- MATTHEWS, E.; AMANN, CH.; BRINGEZU, ST. et al. (2000): The Weight of Nations – Material Outflow from Industrial Economies. World Resource Institute, Washington D.C. http://pdf.wri.org/weight_of_nations.pdf.
- MOLL, St. (2005): Resource Management within ETC. European Topic Centre on Resource and Waste Management, Copenhagen. 21.11.2005.
- OECD– Working Group on Environmental Information and Outlooks (2005): Material flow and resource productivity indicators – Background paper. OECD, Workshop on Material Flow Indicators and Related Measure Tools, 23.–24. May 2005, Berlin.
- ÖWAV– Österreichischer Wasser- und Abfallwirtschaftsverband (2003): ÖWAV-Regelblatt 514 – Die Anwendung der Stoffflussanalyse in der Abfallwirtschaft. PETROVIC, B. (2003): Materialflussrechnung, Bilanzen 2000 und 2001 sowie abgeleitete Indikatoren. Statistische Nachrichten (2003) 12. S. 946–955.
- PLÜSS, P. (2004): SIMBOX, Simulationsprogramm für Stoff- und Energieflüsse. <http://www.iwa.tuwien.ac.at/htmd2264/lehre/AWS-Vorlesungen/dipldiss/vo-unterlagen.htm>.
- RADERMAKER, F. (2005): From Waste to Resources: The Evolution of Waste Management in Europe. Lechner, P. (Ed.): Waste Management in the Focus of Controversial Interests, 1st BOKU Waste Conference 2005, Vienna.
- SALHOFER, S.; SCHNEIDER, F. & WASSERMANN, G. (2002): Ökologische Relevanz der Transportlogistik in der Abfallwirtschaft. Lechner, P. (Hrsg.): Waste Reports ABF-BOKU No. 10, Wien.
- SBB – Sonderabfallgesellschaft Brandenburg/Berlin (2000): Forum Abfallvermeidung: SBB Leitfaden – Flusskostenrechnung als Erweiterung der betrieblichen Abfallbilanz. Sonderabfallgesellschaft Brandenburg/Berlin mbH. SCHMIDT, M. (2004): Methodische Grundlagen der Energie- und Stoffstromanalysen unter Umberto. <http://www.iwa.tuwien.ac.at/htmd2264/lehre/AWS-Vorlesungen/dipldiss/vo-unterlagen.htm>.
- UMWELTBUNDESAMT (2001): Brunner, P.H.; Döberl, G.; Eder, M. et al.: Bewertung abfallwirtschaftlicher Maßnahmen mit dem Ziel der nachsorgefreien Deponie (BEWEND). Umweltbundesamt, Monografien Bd. M-149, Wien.
- VANCINI, F. (2000): Strategic Waste Prevention – OECD Reference Manual. Organisation for Economic Co-operation and Development, Paris. ENV/EPOC/PPC(2000)5/Final. <http://www.oecd.org>.
- VOGEL-LAHNER, T. (2003): Bauwerk Österreich – Management von Baurestmassen nach den Gesichtspunkten der optimalen Ressourcennutzung und des langfristigen Umweltschutzes anhand der Güter- und Stoffbilanz des "Bauwerks Österreich". GUA – Gesellschaft für umfassende Analysen, Wien. Dezember 2003.
- Voss, A. (2001): Systemtechnische Planungsmethoden in der Energiewirtschaft. Universität Stuttgart.



WARTHA, CH. (2004): ÖAWM-DST Österreichisches AbfallWirtschaftsModell – DecisionSupportTool. GUA, seibersdorf research, Seibersdorf.

ZESCHMAR-LAHL, B. & LAHL, U. (2003): Die Chancen der Stoffflussanalyse im Hinblick auf übergeordnete Planungen. In: Proc. "Die Anwendung der Stoffflussanalyse in der Abfallwirtschaft", Wien. 11.11.2003.

Rechtsvorschriften Annex A

BAWP 1995 – BUNDES-ABFALLWIRTSCHAFTSPLAN (1995): Bundesministerium für Umwelt: Bundes-Abfallwirtschaftsplan – Bundesabfallbericht 1995. Bundesministerium für Umwelt, Wien. 30. Juni 1995.

VERORDNUNG 1488/94/EG der Kommission vom 28. Juni 1994 zur Festlegung von Grundsätzen für die Bewertung der von Altstoffen ausgehenden Risiken für Mensch und Umwelt gemäß der Verordnung (EWG) Nr. 793/93 des Rates.

ANNEX B – DURCH ABFALL VERURSACHTE PROBLEME

Ca. 1 % des Haushaltsabfalls und 10 bis 15 % des Industrieabfalls müssen als gefährlich eingestuft werden (VANCINI 2000). Bei Haushaltsabfall handelt es sich vor allem um Gartenchemikalien, Rückstände von Farben und Lösungsmitteln, Batterien und mineralisches Altöl. Immer neue gefährliche Produkte kommen auf den Markt. Bei den Chemikalien sind das jährlich 500 bis 1.000 neue Verbindungen (VANCINI 2000).

Abfälle können auf verschiedenste Art gefährlich sein. Sie können:

- für den Menschen giftig (human toxicity),
- für die Umwelt giftig (eco-toxicity),
- infektiös,
- korrosiv,
- chemisch reaktiv,
- brennbar oder
- explosiv sein.

Tabelle 13 gibt einen Überblick über die gefährdenden Wirkungen gängiger Schadstoffe.

Tabelle 13: Wirkkategorien der gängigen Schadstoffe (UMWELTBUNDESAMT 2001).

	SO ₂	H ₂ S	NO _x	N ₂ O	CO	CO ₂	CH ₄	NMVOG	Staub	HCl	HF	Pb	Cd	Hg	Zn	Chlorid	Sulfat
Humantoxizität
Ökotoxizität
Versauerung
Ozonbildung
Treibhauseffekt

Bei der Gefährdung der menschlichen Gesundheit ist zwischen einer akuten und einer chronischen Exposition zu unterscheiden. Manche Stoffe sind hochreaktiv und haben daher eine akut toxische Wirkung. Bei anderen Stoffen ist wiederum eine hohe Persistenz (ein langes Verweilen im menschlichen Körper) und Bioakkumulation (das Anreichern des Stoffes im Körper) festzustellen. Bei diesen Stoffen ist eher mit einer chronischen Wirkung zu rechnen. Kommen alle drei Faktoren zusammen – hohe Reaktivität bei hoher Persistenz und hoher Bioakkumulation – liegt der Verdacht nahe, dass der Gefahrstoff auch karzinogen wirkt. In Tabelle 14 sind die wichtigsten Typen von krebserregenden Stoffen zusammengefasst.

Tabelle 14: Typen von krebserzeugenden Stoffen (COR 1993).

Klasse	Beispiel	Anwendungen/Entstehungsprozesse
Halogenierte Kohlenwasserstoffe	Tetrachlormethan	Lösungsmittel, Pestizide, landwirtschaftliche Chemikalien
Vinylverbindungen	Vinylchlorid	Kunststoffherzeugung
Aromatische Kohlenwasserstoffe	Benzol	Brennstoffe, Lösungsmittel, chemische Industrie
Polycyclische Aromate (PAK)	Benzopyren	Verbrennung organischer Materialien, Kokereien, Tabakrauch
Nitroarene	1,4-Dinitropyren	Dieselmotoren
Aromatische Amine	Anilin	Färbereien, chemische Industrie, Braten von Lebensmitteln
Nitrosamine	Nitrosodimethylamin	Nahrung, Toiletteartikel, Tabak
Azo-Farben	4-Dimethylaminoazobenzol	Farbstoffe
Hydrazine	1,1-Dimethylhydrazin	Chemische Industrie, Raketentreibstoff
Anorganische Stoffe	Bleichromat	Metallurgie, Farben,

Fast alle gesundheitsschädlichen Stoffe beeinträchtigen die Leber und die Niere als wichtigste Entgiftungsorgane. Je nachdem wie der Giftstoff aufgenommen wird, werden Atmungsorgane, der Magen-Darm-Trakt, die Haut oder die Schleimhäute in Mitleidenschaft gezogen. Weist ein Stoff eine hohe Flüchtigkeit (einen hohen Dampfdruck bei Normalbedingungen) auf oder ist er gasförmig, wird er bevorzugt über die Atemwege aufgenommen. Auch gut wasserlösliche Stoffe sind meist recht mobil und gelangen leicht in den Verdauungstrakt. Gut fettlösliche Stoffe werden bei Hautkontakt leicht aufgenommen.

Als Maß für die Gefährlichkeit von Stoffen für die Gesundheit des Menschen können verschiedene Tabellenwerte, wie die letale Dosis, die maximale Arbeitsplatzkonzentration oder die technische Richtkonzentration herangezogen werden:

- Die letale Dosis LD₅₀ Ratte gibt an, bei welcher Konzentration eines Stoffes 50 % der Versuchstiere (der Ratten) umkommen.
- Der MAK-Wert (Maximale Arbeitsplatz-Konzentration) ist der Mittelwert über einen bestimmten Beurteilungszeitraum, der die höchstzulässige Konzentration eines Arbeitsstoffes als Gas, Dampf oder Schwebstoff in der Luft am Arbeitsplatz angibt. Es wird erwartet, dass bei Einhaltung der MAK-Werte auch bei wiederholter und langfristiger Exposition die Gesundheit von Arbeitnehmern/innen nicht beeinträchtigt wird bzw. dass auch keine unangemessene Belästigung entsteht.
- Der TRK-Wert (Technische Richtkonzentration) ist der Mittelwert über einen bestimmten Beurteilungszeitraum, der jene Konzentration eines gefährlichen Arbeitsstoffes als Gas, Dampf oder Schwebstoff in der Luft angibt, die nach dem Stand der Technik erreicht werden kann und die als Anhalt für die zu treffenden Schutzmaßnahmen und die meßtechnische Überwachung am Arbeitsplatz heranzuziehen ist.

TRK-Werte sind nur für solche gefährlichen Arbeitsstoffe (z. B. eindeutig als krebserzeugend ausgewiesene Arbeitsstoffe gemäß Grenzwertverordnung 2003) festzusetzen, für die nach dem jeweiligen Stand der Wissenschaft keine



toxikologisch-arbeitsmedizinisch begründeten MAK-Werte aufgestellt werden können.

In Tabelle 15 sind in der Industrie genutzte Chemikalien mit einer sehr geringen letalen Dosis aufgeführt.

Tabelle 15: Umweltchemikalien mit einer letalen Dosis LD_{50} bei Versuchen mit Ratten von weniger als 500 mg/kg (KOCH 1989).

	LD₅₀ Ratte in mg/kg
Dioxine	0
Blausäure	2
Arsentrioxid	5
Natriumcyanid	6
Cadmium	15
Bleitetraethyl	17
Calciumarsenat	20
Arsen	25
Pentachlorphenol	27
Aldrin	39
N-Nitroso-Dimethylamin	40
Acrolein	46
Benzpyren (Beispiel eines PAK)	50
Methylquecksilberchlorid	58
Allylalkohol	64
Hexachlorcyclohexan (Lindan)	70
Cresole	121
Chlorierte Phenole	140
1,2-Dibromethan	140
Dinitrotoluole	177
Tetrachlorethan	200
Chloralkylether	210
Benzylchlorid	250
p-Chlornitro-Benzol	288
Acrylsäure-Methylester	300
Chloroform	300
Ethenoxid	330
Acrylsäure	340
Phenol	414
Anilin	440

In einigen Fällen werden Schadstoffe durch die Abfallbehandlung erst „aktiviert“:

- Dies gilt für eine Reihe von Schwermetallen und Schwermetallverbindungen, wenn sie im sauren Milieu einer Deponie mobilisiert werden.
- Dies gilt aber auch für hochgiftige Dioxine und Furane, die bei Verbrennung von Halogen- und Kohlenwasserstoffverbindungen entstehen können.

B.1 Schadstoffe, die in Abfällen enthalten sein können

B.1.1 Schwermetalle, Halbmetalle und deren Verbindungen

Als Schwermetalle werden im Allgemeinen Metalle bezeichnet, deren Dichte bei 300 K größer als 5 g/cm³ ist. Die meisten Schwermetalle sind entweder als essenzielle Stoffe für das Überleben von Pflanzen, Menschen oder Tieren notwendig, oder es sind starke Gifte. Manche Schwermetalle sind sogar beides, essenziell in geringen Dosen, giftig in hohen Konzentrationen (siehe Tabelle 16).

Die Giftigkeit von Metallen beruht in vielen Fällen darauf, dass das Metall ein anderes im Zellmetabolismus ersetzt oder behindert. So kann

- Aluminium den Eisen-, Chrom- und Kalziumhaushalt beeinflussen,
- Cadmium auf Fe, Zn, Ca und Cu wirken,
- Chrom mit Zn, Fe und Vanadium interagieren,
- Cobalt auf Eisen und Zink,
- Blei auf Ca, Fe, Zn
- Quecksilber auf Zn und Cu
- Nickel auf Fe, Cu und Zn
- Thallium auf Kalium,
- Zinn auf Zn, Cu, Fe und
- Vanadium auf den Eisenhaushalt wirken (CORN1993).

Tabelle 16: Klassifizierung verschiedener Schwermetalle.

		Essenziell für Pflanzen	Essenziell für Mensch und Tiere	Toxisch für Pflanzen	Toxisch für Mensch und Tiere
Blei	Pb			+	+
Cadmium	Cd			+	+
Kupfer	CU	+	+	+	+
Mangan	Mn	+	+	+	
Molybdän	Mo	+	+		+
Nickel	Ni		+	+	
Platin	Pt			+	
Quecksilber	Hg			+	+
Selen	Se		+		+
Silber	Ag			+	
Zink	Zn	+	+	+	

Tabelle 17 gibt einen Überblick über physikalische und toxikologische Eigenschaften einiger Schwermetalle und von Arsen.



Tabelle 17: Physikalische und toxikologische Eigenschaften einiger Schwermetalle und von Antimon (u. a. DFG 2004, GRENZWERTEVERORDNUNG 2003).

	Antimon	Blei	Cadmium	Chrom-VI	Kupfer	Nickel	Quecksilber	Zink
Formel	Sb	Pb	Cd	Cr ^{VI+}	Cu	Ni	Hg	Zn
Siedepunkt in °C	1.637	1.751	767		2.580	2.730	357	907
Schmelzpunkt in °C	630,7	327	321	320	1.083	1.453	38,9	419,5
Dichte in kg/l	6,68	11,34	8,65	2,52	8,96	8,9	13,595	7,14
Toxizität	-	++	+++	++	-	-	++	-
krebserregend	Sb: - (Sb ₂ O ₃ : ++)	Pb: - (Pb ₃ (AsO ₄) ₂ , PbCrO ₄ , Pb ₂ O ₂ CrO ₄ : ++)	++	++	-	++	Hg: + (Hg ₃ (AsO ₄) ₂ : +++)	-
LD ₅₀ Ratte in mg/kg	7.000	-	225	80 bei CrO ₃	-			1.000
MAK-Wert in mg/m ³ (Tagesmittelwert)	0,5	0,1 (0,05 Pb-alkylverbindungen: ++)			1 (0,1 alvöolängängiger Anteil)		0,05 (0,1 anorganische Hg-Verbindungen, 0,01 organische Hg-Verbindungen)	5 ZnO-alvöolängängiger Anteil
TRK-Wert in mg/m ³ (Tagesmittelwert)	Sb ₂ O ₃ : 0,3 (bei Herstellung von Sb ₂ O ₃ , sonst 0,1)	Pb ₃ (AsO ₄) ₂ , PbCrO ₄ , Pb ₂ O ₂ CrO ₄ : 0,1	0,03 (bei einigen Produktionsverfahren, sonst 0,015)	0,1 (bei Herstellung und Lichtbogen-schweißen, sonst 0,05)		0,5		

Legende:
 Toxizität: + = gesundheitsschädlich; ++ = giftig; +++ = sehr giftig;
 Karzinogenität: + = vermutlich krebserregend; ++ = begründeter Verdacht auf krebserregende Wirkung; +++ = krebserregend

Antimon

Die geschätzte Weltjahresproduktion an Antimon und seinen Verbindungen beträgt etwa 80.000 Tonnen. Der größte Teil der Antimonproduktion wird für Antimonblei in Akkumulatorbatterien verwendet. Große Bedeutung hat Antimon ebenfalls als Flammschutzmittel. Es wird gerade bei Kunststoffen in großem Maße zusammen mit bromierten Verbindungen als Antimontrioxid eingesetzt. Ein weiterer Eintrag in die Umwelt geschieht durch die Verbrennung von fossilen Brennstoffen (geschätzt jährlich 5.000 bis 10.000 Tonnen). Antimon wird auch als Katalysator in der Kunststoffindustrie eingesetzt.

Kunststoffe, die mit Antimontrioxid als Flammschutzmittel behandelt wurden, weisen Gehalte bis zu 50.000 mg/kg auf. Textilien, die aufgrund von Farbstoffen oder bei deren Produktion Antimon als Katalysator verwendet wurde, weisen Gehalte bis zu 100 mg/kg auf. Es besteht die Vermutung, dass sich das Antimon aus dem Kunststoff bzw. den Textilien mobilisieren lässt und damit in die Haut eindringen kann¹.

¹ <http://www.indikator-labor.de/antimon.htm>

Stibin (Antimonwasserstoff) hat eine höhere Toxizität als Arsenik (Arsenwasserstoff). Stäube des als Flammschutzmittel verwendeten Antimontrioxids verursachen in Inhalationsstudien eine signifikant erhöhte Inzidenz an Lungentumoren und wurden deshalb von der MAK-Kommission als krebserregend Kategorie 2 (III A2) eingestuft. Trotzdem kommen Antimonvergiftungen seltener als Arsenvergiftungen vor. Dies hat zum einen seinen Grund in der geringeren Verbreitung, zum anderen liegt die Ursache darin, dass die Antimonsalze die Magen- und Darmwände schwerer durchwandern.

In Langzeitversuchen mit deponierten Abfällen wurde gezeigt, dass Deponiesickerwasser auch noch nach 15 Jahren Antimonkonzentrationen enthält, die um das 5 bis 10fache über dem Trinkwasserschwellenwert von 0,005 mg/l liegen (Mostbauer pers. Mitt. 2004).

Arsen und seine Verbindungen

Arsen ist ein in der Erdkruste weit verbreitetes Übergangsmetall. In der Luft ist Arsen meist an Staubteilchen adsorbiert. Im Wasser ist es vorwiegend als lösliches Arsenat- oder Arsenitsalz vertreten.

As₂O₃ (weißes Arsen) ist ein Nebenprodukt der Sulfidröstung und der Ausgangsstoff für die industriell genutzten Arsenverbindungen.

Während ihre Anwendung als Pflanzenschutzmittel weitestgehend eingeschränkt wurde, werden Arsenverbindungen als Lederpigment, als Holzschutzmittel, als Dotierungsmittel in der Mikroelektronik und bei der Erzeugung von Bleikristallgläsern verwendet.

Gesundheitsgefährdung

Wie Tabelle 15 zeigt, gehören Arsen und seine Verbindungen zu den giftigsten industriell genutzten Stoffen. Besonders toxisch sind die wasserlöslichen 3- und 5-wertigen Oxide des Arsens.

Arsen kann sowohl akut als auch chronisch als Gift wirken. Die Einnahme erfolgt meistens über den Mund, zum Teil durch die Atmung. Angegriffen können fast alle Organe werden. Insbesondere kann es zu Schädigungen der Herzkranzgefäße kommen. Arsen kann Haut- und Lungenkrebs hervorrufen (WORLD BANK 1997).

Tabelle 18 zeigt, dass Arsen eines jener Metalle ist, für welche Krebs erzeugung durch Metallexposition am Arbeitsplatz nachgewiesen wurde.

Tabelle 18: Krebs durch Metallexposition des Menschen am Arbeitsplatz (DEKANT & VAMVAKAS 1994).

Metall	Technischer Prozess/Aufnahmeweg	Zielorgane
Arsen	Herstellung von Arsentrioxid/ Inhalation und Hautkontakt	Lungen- und Hautkrebs, Tumore des Magen-Darm- Trakts
Chrom	Metallurgische Prozesse und Darstellung von Chromatpigmenten/Inhalation	Lungen und Nasenkrebs
Nickel	Metallurgische Prozesse/Inhalation	Lungen und Nasenkrebs

Blei

Physikalisch-chemische Eigenschaften

Metallisches Blei bildet an der Atmosphäre eine schützende Oxidschicht (PbO) aus, welche jedoch im stark Basischen und bereits im schwach Sauren löslich ist (siehe Abbildung 28).

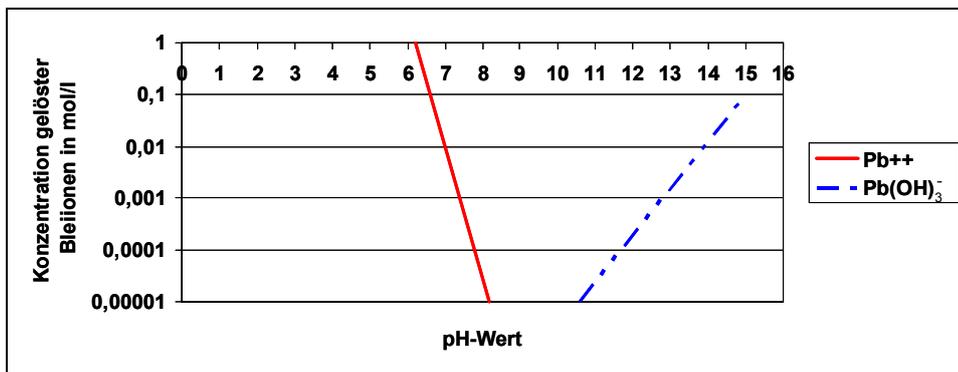


Abbildung 28: Löslichkeit von Bleiionen als Funktion des pH-Wertes (SEEL 1973).

Tabelle 19 zeigt die Löslichkeit verschiedener Bleisalze in Wasser. Es ist zu sehen, dass einige Bleisalze, wie Bleisulfid oder Bleiphosphat als geradezu unlöslich in neutralem Wasser anzusehen sind, während andere Bleisalze wie Bleiacetat oder Bleinitrat eine ausgesprochen gute Wasserlöslichkeit aufweisen. Durch Komplexbildungen kann die Wasserlöslichkeit noch weiter erhöht werden.



Tabelle 19: Wasserlöslichkeit ausgewählter Bleisalze (Koch 1989).

Anion	Löslichkeit in g/100 ml	
	in kaltem Wasser	in heißem Wasser
Acetat	44,300000	221,000
Nitrat	37,650000	127,000
Bromat	1,380000	
Chlorid	0,990000	3,340
Bromid	0,844000	4,710
Fluorid	0,064000	
Iodid	0,063000	0,410
Thiocyanat	0,050000	0,200
Azid	0,023000	0,090
Hydrid	0,015500	
Sulfat	0,004250	0,006
Oxid	0,001700	
Iodat	0,001200	0,003
Oxalat	0,000160	
Carbonat	0,000100	
Sulfid	0,000086	
Phosphat	0,000014	
Chromat	0,000006	

Gesundheitsgefährdung

Blei und Bleiverbindungen, insbesondere organische Bleiverbindungen, sind giftig und können sowohl oral als auch über die Atmung oder die Haut aufgenommen werden. Bei einmaliger Aufnahme von Blei oder Bleisalzen ist kaum eine Giftwirkung zu bemerken. Werden jedoch vergleichsweise geringe Mengen über einen längeren Zeitraum eingenommen, kann es zu einer Akkumulation im Körper und zu chronischen Vergiftungen kommen. Das Blei ersetzt Kalzium in den Mitochondrien und unterbindet so die Zellatmung. Als persistente Substanz kann Blei das zentrale und periphere Nervensystem, Lunge, Niere, Blut, das Herzkreislaufsystem, das Immun- und Enzymsystem sowie den Knochenaufbau schädigen. Bei Kindern kann Blei insbesondere die Entwicklung des Nervensystems stören und auf die geistig-motorische Entwicklung hemmend wirken. Bereits bei geringfügig erhöhten Bleiwerten sind entsprechende Defizite festzustellen. Bleibelastungen während der Schwangerschaft können zu Früh- und Totgeburten führen, verursachen aber auch Fehlbildungen sowie vermindertes Geburtsgewicht. Tierversuche weisen darauf hin, dass Blei auch krebserzeugende Wirkung besitzt. Epidemiologische Untersuchungen lassen vermuten, dass Blei ein Auslöser für Lungen-, Magen/Darm- und Nierenkrebs ist (CORN 1993). Blei wurde von der MAK-



Kommission als krebserregend Kat. 3B und als keimzellenmutagen Kat. 3A eingestuft.

Bei der Verbrennung gehen flüchtige Bleiverbindungen (wie z. B. PbCl_2) bevorzugt in die Gasphase und sind dann zum Großteil in der Flugasche zu finden, während nicht flüchtige Verbindungen wie PbO größtenteils in der Schlacke verbleiben. Blei, welches in brennbarem Abfall (wie Papier oder Kunststoffen) enthalten ist, verdampft und sammelt sich in der Flugasche, während Blei aus nicht brennbarem Abfall nach der Verbrennung in der Schlacke zu finden ist. Verdampftes Blei kondensiert bevorzugt an sehr kleinen Staubteilchen.

Cadmium

Aufgrund einer Reihe von gewünschten physikalischen und chemischen Eigenschaften (z. B. gelbe und rote Farbe der Sulfide und Sulfoselenide, Korrosionsschutz) wird Cadmium in der Farben-, Elektro- und Automobilindustrie intensiv eingesetzt. Im Endverbrauch kommt Cadmium vor allem in Ni-Cd-Akkumulatoren, sonstigen Batterien und im PVC zur Anwendung (EDER et al. 2004). Den größten Beitrag zur Umweltbelastung leisten die Erzverhüttung und die unsachgemäße Entsorgung von Ni-Cd-Akkumulatoren und Klärschlamm.

Von Cadmium geht eine erhebliche Gesundheitsgefährdung aus, da Cadmium mit dem Zinkstoffwechsel interagiert. Cadmium reichert sich in der Zelle an (chronische Akkumulation) und beeinträchtigt die intrazelluläre Zinkversorgung. Das Schwermetall kann über die Atemluft, mit Nahrungsmitteln oder aus dem Trinkwasser aufgenommen werden. Cadmium reichert sich in der Leber und besonders in den Nieren an. Eine schwere Organschädigung kann die Folge sein. Cadmiumsalze sind für den Menschen bereits in Milligramm-Dosen (50 mg) toxisch, da sie im Allgemeinen schnell resorbiert werden.

Cd-Dämpfe können zu einer Reizung der Augen und vor allem der Atemwege führen. Inhalation kann Kopfschmerzen verursachen und Lungenödeme hervorrufen.

Eine chronische Cadmiumvergiftung kann u. a. zum Ausfall des Geruchsvermögens, gelb gefärbten Zahnhälsen und Blutarmut führen. Betroffene klagen über Wirbel- und Knochenmarksschmerzen. Cadmium kann zu Osteoporose führen. Aufmerksam wurde man auf das Schwermetall im Zusammenhang mit der sog. Itai-Itai-Krankheit in Japan, die mit schweren Skelettveränderungen einherging.

Bei sehr hoher chronischer Exposition kann Cadmium an der Entstehung von Prostatakarzinomen beteiligt sein (PARZEFALL 2001). Weiters stehen Cadmium und seine Verbindungen im Verdacht, mutagen für Keimzellen zu sein (DFG 2004). Cadmium behindert die Reparatur von DNA-Schäden in der Zelle und begünstigt so die Krebsentstehung. Cadmium kann die Fortpflanzungsfähigkeit beeinträchtigen und möglicherweise das Kind im Mutterleib schädigen. Die MAK-Kommission hat Cadmium als krebserregend Kategorie 1 (III A1) eingestuft.

Chrom

Chrom ist auf der Erde und vor allem im Erdkern ein weit verbreitetes Element. Es kommt meist als Chrom(III) vor und ist ein essenzielles Spurenelement sowohl für Pflanzen als auch für Tiere. In höheren Dosen und speziell in der Oxidationsstufe VI (Cr(VI)) ist Chrom giftig. Chrom bietet für Eisen Korrosionsschutz und wird deshalb in der Stahlindustrie intensiv verwendet. Auch für die Innenauskleidung von Hochtemperaturreaktoren wird Chrom wegen des hohen Schmelzpunkts von 2.040 °C gerne verwendet.

Chrom kann allergische Reaktionen der Haut auslösen. Dreiwertiges Chrom wirkt in niedrigen Konzentrationen nicht oral toxisch, kann jedoch hautreizend wirken. Chrom(VI)-Verbindungen weisen gegenüber dreiwertigem Chrom ein höheres toxisches Potenzial auf. Gut wasserlösliche Chrom(VI)-Verbindungen verursachen bei Augenkontakt schwere und persistente Schädigungen der Hornhaut (Schwellung, Trübung). An der Haut entwickeln sich Reizungen bis Verätzungen. Die Inhalation von Chrom(VI)-Verbindungen führt zu Schädigungen der Atemwege. Schon geringe Konzentrationen können an der Nasenschleimhaut Reizungen auslösen. Im Einzelfall sind auch allergische Reaktionen möglich. Höhere Konzentrationen reizen die tieferen Atemwege und können die Lunge schädigen (Ödem, Pneumonie). Bei Arbeitern mit einer Langzeitexposition von Chrom(VI) muss ein erhöhtes Lungenkrebsrisiko festgestellt werden (CORN 1993). Bei Chrom(VI) kann es aufgrund der hohen Reaktivität und der oxidativen Wirkung zur Ausbildung von Magengeschwüren kommen.

In Tierversuchen waren reproduktionstoxische Effekte nach hohen Cr(VI)-Dosen nachweisbar. Für Zinkchromate und Chromtrioxide wurde die kanzerogene Wirkung nachgewiesen.

Kupfer

Die Stoffdaten von Kupfer sind in Tabelle 17 zusammengefasst. Metallisches Kupfer ist für den Menschen ungiftig. Inhalation von Kupferstäuben bzw. -dämpfen kann Metallfieber verursachen. Die Inhalation von Kupfersalzen führt zu starken Schleimhautreizungen. Länger andauernde Inhalation metallischer Kupfer-Stäube oder -Rauche kann an den Schleimhäuten Geschwüre bewirken. Weiterhin wurden nach Inhalation von Kupfer-Rauchen gastro-intestinale Symptome registriert (Brechreiz, Magenschmerzen, Diarrhoe).

Die Aufnahme von großen Mengen an Kupfersalzen kann tödlich sein. Für viele Pflanzen und Einzeller ist auch das metallische Kupfer ein starkes Gift (MIELE & SCHULTE 2003). Seine durch saures Wasser gelösten Ionen können beim Menschen schwere Leberschäden hervorrufen. Kupfersulfat (Kupfervitriol) gilt als starkes Brechmittel.

Kupfer ist aber auch Bestandteil des Hämocyanin, das bei vielen Weichtieren und Gliederfüßern als Blutfarbstoff dem Sauerstofftransport dient. Auch bei allen höheren Lebewesen ist Kupfer als Bestandteil vieler Enzyme ein lebensnotwendiges Spurenelement. Der tägliche Bedarf eines erwachsenen Menschen beträgt etwa 2 Milligramm.

Für Kupfer wurde in Österreich eine maximale Arbeitsplatzkonzentration im Tagesmittel von 1 mg/m³ an einatembarer Fraktion und von 0,1 mg/m³ an lungengängiger Fraktion (Rauch) festgelegt (GRENZWERTEVERORDNUNG 2003). Die Deutsche MAK-Kommission hingegen legte 2004 den MAK-Wert für Kupfer auf 0,1 mg/m³ und strich den MAK-Wert für Kupfer in Rauch (DFG 2004).



Nickel

Nickel ist ein ferromagnetisches Übergangsmetall mit ähnlichen Eigenschaften wie Eisen und Kobalt. Mit einem Schmelzpunkt von 1.453 °C zählt es zu den lithophilen Stoffen, die bei der Abfallverbrennung zum überwiegenden Teil in der Schlacke verbleiben.

Nickel ist aufgrund seiner Korrosionsschutzwirkung als Legierungsbestandteil von Edelstahl weit verbreitet. Daneben ist es in Schmuck, Münzen, Waschmitteln und Batterien in Verwendung.

Nickel ist für viele Organismen essenziell, ob das auch für den Mensch gilt, ist derzeit noch nicht vollständig geklärt. In hohen Dosen kann es jedoch zu einer Reihe von Erkrankungen führen. Besonders gut lösliche Verbindungen, wie Nickelacetat und Nickel-Sulfid-Komplexe, stehen im Verdacht, krebserregend zu sein.

Nickel weist kein akutes toxisches Potenzial auf. Allergische Hautreaktionen (Kontaktdermatitis) sind die häufigsten Krankheitserscheinungen. Der Hauptaufnahmeweg für Nickelstäube erfolgt über den Atemtrakt und kann zu einer Reizung der Atemwege führen. Bei chronischer Belastung stehen auch hier allergische Reaktionen im Vordergrund (Ausbildung von Lungenasthma) (DFG 2004). Zudem besteht der begründete Verdacht auf kanzerogenes Potenzial.

Als TRK-Wert für die einatembare Fraktion ist eine Konzentration von 0,5 mg/m³ angegeben.

Quecksilber

Quecksilber ist ein silbrig glänzendes Schwermetall mit niedrigem Schmelz- und Siedepunkt (357 °C) und daher sehr flüchtig. Bei der Verbrennung von quecksilberhaltigen Stoffen entstehen hochflüchtige Quecksilber-Verbindungen, wie zum Beispiel HgCl₂, welches bei 280 °C schmilzt und bei 303 °C siedet.

Gesundheitsgefährdung

Lösliche Quecksilberverbindungen sind oral und inhalativ toxisch. Quecksilberdämpfe, die schon bei Zimmertemperatur entstehen, sind sehr giftig. Das Schwermetall blockiert lebenswichtige Enzyme und schädigt auf diese Weise massiv die Körperzellen. Toxisch wirkt organisches Quecksilber vor allem auf das zentrale Nervensystem (Sprachstörungen, Hörstörungen). Beim Erwachsenen wirken 150–300 mg Quecksilber als einmalige Dosis tödlich. Bei einer akuten Vergiftung treten Zittern, Schwindel und Kopfschmerzen auf.

Meistens handelt es sich bei Quecksilber jedoch um chronische Vergiftungen, bei denen kleine Mengen dauerhaft aufgenommen werden. Eine chronische Quecksilbervergiftung äußert sich unter anderem in Müdigkeit, Kopf- und Gliederschmerzen, Verfall und Schwäche der Gedächtnisleistungen sowie ZNS-Störungen bis hin zum Tod.

Kinder, die schon vor ihrer Geburt mit Quecksilber belastet wurden, können unter Verhaltens- und Entwicklungsstörungen leiden. Methylquecksilber ist darüber hinaus ein potentes Teratogen (das heißt, es löst bei Mensch und Tier Missbildungen aus) (PARZEFALL 2001).

Für Österreich wurde ein MAK-Wert von 0,05 für metallisches Quecksilber, von 0,1 für anorganische Hg-Verbindungen und von 0,01 für organische Hg-Verbindungen



festgelegt, obwohl die deutsche MAK-Kommission Quecksilber und seine Verbindungen 1999 in die Krebsverdachtskategorie 3 aufgenommen hat (DFG 1999).

Der Verdacht auf kanzerogenes Potenzial von Quecksilber wird dadurch begründet, dass Hg_2^+ als "Metabolit" von Hg im Tierexperiment kanzerogene Wirkungen zeigte.

Zink

Zink ist für alle Organismen (Bakterien bis Mensch) ein essenzielles Spurenelement. Der Erwachsene benötigt täglich rund 22 mg Zink. Die Toxizität des Metalls und der meisten seiner Verbindungen ist gering. Als tödlich gilt die Einnahme von 3 bis 5 g ZnSO_4 oder ZnCl_2 .

Zink übt auf Haut und Augenschleimhäute eine reizende Wirkung aus. Typisch für schwere Zinkstaubexpositionen sind Symptome des so genannten "Metалldampffiebers" (Druck- und Schmerzempfindungen im Brustbereich, Atembeschwerden, metallische oder widerlich süßliche Geschmacksempfindungen, allgemeines Unwohlsein, Abgeschlagenheit, Kopfschmerzen, Müdigkeit, Appetitlosigkeit, evtl. Erbrechen, Schüttelfrost und Fieberanfälle sowie Kreislaufstörungen). Es besteht die Gefahr der Ausbildung eines toxischen Lungenödems. Meist sind jedoch die oben beschriebenen Symptome reversibel und klingen nach spätestens 48 Stunden ohne Spätfolgen ab.

Thallium

Thallium kommt in vielen Erzen in sehr niedrigen Konzentrationen vor. Die eigentliche Produktion von Thallium ist mit 15 t/a sehr gering. Der Eintrag in die Umwelt erfolgt hauptsächlich bei der Gewinnung anderer Metalle und bei der Zementherstellung. Wegen der hohen akuten Toxizität wurde Thallium(I)sulfat als Rattengift eingesetzt.

Gesundheitsgefährdung

Thalliumverbindungen werden nach oraler Aufnahme, bei Inhalation thalliumhaltiger Stäube oder über die Haut gut resorbiert. Zielorgane für toxische Wirkungen sind das zentrale und periphere Nervensystem, die Leber, die Nieren sowie die glatte Muskulatur von Magen und Darm.

Bei akuten Vergiftungen treten Symptome in Form von Koliken, starkem Durchfall und Erbrechen oft erst nach 2 bis 3 Tagen auf. Zusätzlich entwickeln sich 2 bis 10 Tage nach der Aufnahme Lähmungen und Sensibilitätsstörungen der unteren und oberen Extremitäten. Charakteristisch für Thalliumvergiftungen ist der nach zwei Wochen eintretende reversible Ausfall der Kopfhare und der Augenbrauen. Die meisten Symptome klingen nach 3 bis 4 Wochen wieder ab. Lähmungen sowie geistige und psychische Störungen können aber bestehen bleiben (DEKANT & VAMVAKAS 1994).

Schwermetallsalze

Einige Schwermetallsalze besitzen eine gute Löslichkeit in Wasser (siehe Tabelle 20) und können daher leicht mobilisiert werden und ohne geeignete Gegenmaßnahmen ins Grund- oder Trinkwasser gelangen.

Vor allem wasserlösliche Schwermetallsalze können zu Gesundheitsgefährdungen führen. Weitere Informationen finden sich in den vorhergehenden Abschnitten.

Tabelle 20: Löslichkeit verschiedener Schwermetallsalze in Wasser (UMWELTBUNDESAMT 2001).

	Löslichkeit in g/100 ml H ₂ O	bei °C
ZnF ₂	1,62	20
PbF ₂	0,064	20
CdF ₂	4,35	25
HgCl ₂	6,9	20
ZnCl ₂	432	25
PbCl ₂	0,99	20
CdCl ₂	140	29
ZnSO ₄ ·7H ₂ O	96,5	20
PbSO ₄	0,00425	25
CdSO ₄	75,5	0
Zn(NO ₃) ₂ ·3H ₂ O	327,3	40
Pb(NO ₃) ₂	37,65	0
Cd(NO ₃) ₂ ·4H ₂ O	215	20

B.1.2 Aluminium

Wegen der geringen Dichte von Aluminium wird dieses Metall vor allem in der Produktion für Luft- und Raumfahrt und zunehmend im Fahrzeugbau eingesetzt.

Auch im Haushalt ist Aluminium weit verbreitet. Man findet es in Form von Getränkedosen, Aluminiumfolien, als Kochtöpfe und im Verbund mit Kunststoffen oder Papier als Verpackungsmaterial (z. B. für Säfte, H-Milch, Packerlsuppe, Butter, Kaffee, Schokoriegel, Kartoffelchips oder Medikamente) (ROTTER 2002).

In Pulverform (< 500 µm) kann Aluminium aufgrund seiner großen Oberfläche sehr reaktiv sein. So reagiert es beispielsweise mit Wasser unter Abgabe von Wasserstoff zu Aluminiumoxid.

Aluminiumoxid ist chemisch eine sehr beständige Verbindung. Dennoch kann es sowohl im sauren Milieu ($\text{Al}_2\text{O}_3 + 6\text{H}^+ \Rightarrow 2\text{Al}^{3+} + 3\text{H}_2\text{O}$) als auch im basischen Milieu ($\text{Al}_2\text{O}_3 + 2\text{OH}^- + 3\text{H}_2\text{O} \Rightarrow 2\text{Al}(\text{OH})_4^-$) in Lösung gebracht werden (siehe Abbildung 29).

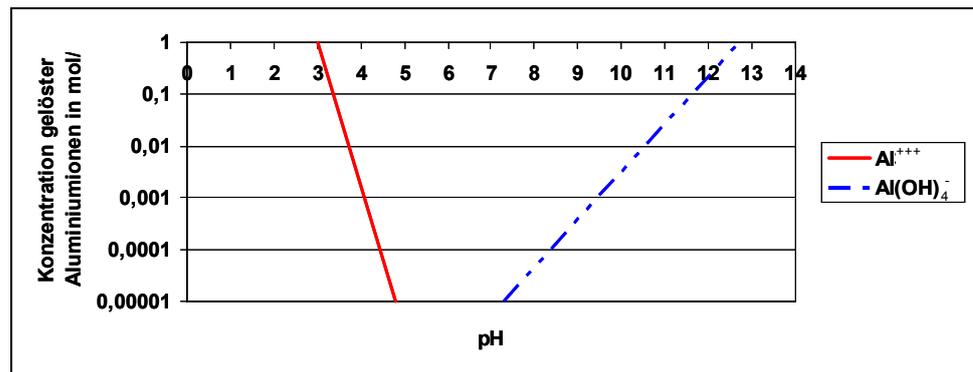


Abbildung 29: Löslichkeit von Aluminiumionen als Funktion des pH-Wertes (SEEL 1973).

Einige Prozent der Bevölkerung zeigen allergische Reaktionen gegen Aluminium in Form von Ausschlägen oder der Unfähigkeit, Nährstoffe aus der Nahrung aufzunehmen, die in Aluminiumtöpfen gekocht wurde.

Für den Rest der Bevölkerung ist die Giftigkeit von Aluminium so gering, dass Aluminiumgeschirr bei der Nahrungszubereitung verwendet werden kann. Übermäßiger Verbrauch von Mitteln gegen Sodbrennen und Deodorants, die Aluminium enthalten, gilt jedoch als wahrscheinliche Ursache von Vergiftungserscheinungen². Die MAK-Kommission empfiehlt einen Arbeitsplatz-Grenzwert für den alveolengängigen Aerosolanteil von 1,5 mg/m³.

Bei der Verbrennung entstehen aus metallischem Aluminium knapp unterhalb des Schmelzpunktes von 660 °C kleine Kügelchen (Aluminiumgrieß), die durch eine wenige Moleküle dicke Oxidschicht vor weiteren Angriffen geschützt sind. Schlacken aus der Rostfeuerung weisen daher einen Gehalt an metallischem Aluminium von etwa 2 % auf, Aschen von 0,5 bis maximal 10 % (NEUBACHER et al. 2003). Bei der Deponierung mit oder ohne Zementverfestigung bildet metallisches Aluminium brennbaren Wasserstoff und wirkt als treibendes Mittel für den Deponiekörper. Der Aluminiumgrieß ist durch mechanische Verfahren nicht entfernbar, Oxidation durch thermische Behandlung in einem Drehrohr ist mit hohem Energieaufwand verbunden (NEUBACHER et al. 2003).

In Zukunft ist durch Aluminiumverbundstoffe mit einem weiteren Anstieg des Gehaltes an metallischem Aluminium im Restabfall zu rechnen. Eine verstärkte Abtrennung und wertstoffliche Verwertung von dünnen Aluminiumverbundstoffen vor der Verbrennung funktioniert nach (NEUBACHER et al. 2003) praktisch nicht.

B.1.3 Andere schädliche anorganische Verbindungen

Asbest

Im Prinzip sind alle lungengängigen Stäube als gesundheitsschädlich einzustufen. Jedoch spielt Asbestfeinstaub aufgrund seiner kanzerogenen Wirkung eine herausragende Rolle.

Asbest ist ein in der Natur vorkommendes, faseriges Silikat. Die häufigsten Asbestarten sind Chrysotil (ein Serpentinasbest) und Krokydolith (ein Amphibolas-

² <http://de.wikipedia.org/wiki/Aluminium>



best). Der Chrysotil ist aufgrund seiner Hohlfaserstruktur weicher und biegsamer, der Krokydolith bildet dagegen gedrungene, strahlige Fasern.

Von Bedeutung für die schädigende Wirkung des Asbest auf die Atmungsorgane ist – neben der Schadstoffkonzentration und deren Einflusdauer – die „kritische Fasergeometrie“. Bei einer Faserlänge $> 5 \mu\text{m}$, einem Faserdurchmesser $< 3 \mu\text{m}$ und einem Längen-Dickenverhältnis $\geq 3:1$ kann die Faser tief in die Lunge vordringen, ist aber zu groß um von den körpereigenen Abwehrmechanismen (Makrophagen) absorbiert zu werden.

Aufgrund der hohen chemischen Resistenz bleiben die Asbestfasern dauerhaft in der Lunge. Sie üben dabei ständig einen mechanischen Reiz auf das Lungengewebe aus. Hinzu kommen die biochemischen Reize der Abbauprodukte der absterbenden Makrophagen, welche sich um die Absorption der Asbestfasern bemühen.

Je früher man in Bezug auf das Lebensalter einer erhöhten Faserkonzentration ausgesetzt ist, desto höher ist die Wahrscheinlichkeit einer dauerhaften Schädigung der Atmungsorgane. Latenzzeiten betragen meist zwischen 20 und 40 Jahre.

Bei den hervorgerufenen Krankheiten unterscheidet man zwischen solchen, die durch den fibrinogenen Effekt (die mechanische Faserwirkung) und den kanzerogenen Effekt (die krebsauslösende Wirkung) verursacht wurden (siehe Tabelle 21). Jede Art von Asbest ist gesundheitsschädigend. Besonders gefährlich ist aber der Krokydolith (KROPIUNIK 2002).

Das In-Verkehr-Setzen von asbesthaltigen Stoffen ist – mit Ausnahme von Asbestzementprodukten im Tiefbaubereich – in Österreich seit 1.1.1994 verboten (ASBESTVERORDNUNG 1990). Für die Asbestsanierung (den Abbau von Asbestmaterialien) wurde eine maximale Arbeitsplatzkonzentration von 500 Asbestfasern je Kubikmeter festgelegt (KROPIUNIK 2003).

Tabelle 21: Gesundheitsgefährdung durch Asbest (KROPIUNIK 2002).

	Fibrinogener Effekt	Kanzerogener Effekt	
		Lungenkrebs	Mesotheliom
Asbest-Art	Chrysotil und Krokydolith	Chrysotil und Krokydolith	speziell Krokydolith
Schädigung von	Lungenbindegewebe	Lunge selbst	Brustfell und Bauchfell
Latenzzeit		Ca. 25 Jahre	3 Wochen bis zu 40 Jahre
Heilungschance	Nur Stabilisieren möglich	Ca. 20 % mittels Operation bzw. Bestrahlung	Keine Heilungschance

Chlor und seine Verbindungen

Chlor kommt in Abfällen als Bestandteil von organischen Chlorderivaten oder von anorganischen Chloriden (NaCl, KCl) vor. Die organische Chlorbelastung lässt sich im Wesentlichen auf PVC zurückführen. Daneben existieren Weichmacher und po-

lyhalogenierte Flammschutzmittel. Die anorganischen Chloride sind vor allem in der Organikfraktion (im Küchenabfall) und im Feinanteil des Restabfalls zu finden (SCHIRMER et al. 2004). In Deutschland ist PVC für ca. 50 % und andere Chlorverbindungen für die verbleibenden 50 % des Chlorgehaltes im Restmüll verantwortlich (UMWELTBUNDESAMT DEUTSCHLAND 2001).

Chlor ist in der Abfallverbrennung ein hoch flüchtiges Element, das bevorzugt als HCl in das Abgas übertritt. Nahezu der gesamte organische Chloranteil wird freigesetzt. Die Freisetzung des Chlors aus den anorganischen Chlorverbindungen hängt stark von den mitverbrannten Stoffen (vor allem der Konzentration des Schwefels) ab (SCHIRMER et al. 2004).

Ein erhöhter Chlorgehalt im Abfall führt in Laborversuchen zu einer Erhöhung der Flüchtigkeit der Schwermetalle Zn, Cu, Cd, Pb, Sn, Mo, Sb und As. Es wird vermutet, dass durch einen erhöhten Chlorgehalt die Konzentration dieser Schwermetalle in der Schlacke verringert und dafür in der Flugasche erhöht werden kann (BELEVI 2004). Wie weit sich eine Veränderung des Chlorgehaltes im Restmüll auf die Verteilungskoeffizienten der Schwermetalle im praktischen Betrieb auswirkt, kann anhand der verfügbaren Informationen nicht abgeschätzt werden.

1 kg Siedlungsabfall enthält 3 bis 9 g Chlor. HCl wird in der Nasswäsche weitestgehend abgetrennt und neutralisiert, so dass es nur in sehr geringen Mengen emittiert wird (CONNETT 1998). Jedoch tragen die Chloride in den Flugaschen und Filterkuchen zur Löslichkeit dieser Abfallströme und zur Mobilisierung der enthaltenen Schwermetalle bei.

Weiters greift HCl während der Verbrennung die Anlagenteile durch Korrosion an. Vom thermodynamischen Standpunkt ausgehend, ist Korrosion nicht zu verhindern. Sie kann durch bauliche und betriebliche Maßnahmen verringert werden und durch die Verringerung des Eintrages von korrosiven Stoffen (Chlorid, Schwefelverbindungen) in den Abfall.

Insgesamt überwiegen die Nachteile eines erhöhten Chlorgehaltes (Emissionen bei der Herstellung, bei der Verwendung und der Abfallbehandlung, Korrosion, hoher Energieverbrauch bei der Herstellung von Chlor und Chlorverbindungen) die potenziellen Vorteile (stärkere Überführung der Schwermetalle aus der Schlacke in die Flugasche), so dass eine Verringerung insbesondere des organischen Chlorgehaltes in den Abfällen angestrebt werden sollte.

Chloride

Physikalisch-chemische Eigenschaften

Chlorid kommt in vielen Salzen der Erde natürlich vor. Die meisten Chloride sind gut wasserlöslich. Chloride bilden mit Schwermetallen und insbesondere Eisen gut lösliche, saure Salze, die die chemische Korrosion stark fördern. Einige Schwermetallchloride, wie zum Beispiel Quecksilberchlorid haben einen niedrigen Schmelz- und Siedepunkt, weshalb sie sich leicht in der Atmosphäre verbreiten können.

Gesundheitsgefährdung

Außer in extrem hohen Konzentrationen weisen Chloride keine gesundheitsschädigende Wirkung auf.



Umweltgefährdung

Chloride tragen zur Salzbelastung von Gewässern bei. Diese Salzbelastung führt zu ökologischen Schäden, wie Veränderung der Artenzusammensetzung und Verminderung der Vielfalt von Wasserorganismen. Es entstehen aber auch Probleme für die Trink- und Brauchwassergewinnung.

Probleme beim Deponieren

Chloride wirken korrosiv und können die Löslichkeit von Schwermetallen deutlich anheben und damit dazu beitragen, dass Schwermetalle ins Grundwasser gelangen.

Probleme in der Abfallverbrennung

Bei der gleichzeitigen Verbrennung von chlorhaltigen Verbindungen und aromatischen Kohlenwasserstoffen bzw. Schwermetallen können korrosive Salzsäure, hochgiftige Dioxine oder flüchtige Schwermetallchloride entstehen. Eine Verringerung des Chloridgehalts im Abfall kann dazu beitragen, diese unerwünschten Verbindungen zu vermeiden.

Fluoride

Physikalisch-chemische Eigenschaften

Fluoride sind in der Natur weit verbreitet. Fluor kommt in über 50 Mineralien vor. Es ist das elektronegativste, eines der kleinsten und eines der reaktivsten Elemente. Das Mineral Kryolith (Na_3AlF_6) ist ein wichtiges Flussmittel bei der Aluminiumerzeugung. Die Flusssäure (HF) wird zum Ätzen von Glas und zur Herstellung von fluorierten Kohlenwasserstoffen verwendet.

Gesundheitsgefährdung

Fluor ist ein giftiges Element, dessen letale Dosis bei 32–64 mg/kg liegt, wobei der Tod nach 2 bis 24 Stunden eintritt. Das Fluorid greift gleichzeitig die Nerven-Muskel-Funktion, das Herz und verschiedene Enzyme an.

Flusssäure ist eine reaktive Substanz, die Haut und Knochen sowie Bindegewebe auflöst. Die Niere wird angegriffen und Flusssäure in der Atemluft führt zu Lungenödem.

Probleme in der Abfallverbrennung

Bei der Abfallverbrennung kann aus Fluoriden der, mit einem Siedepunkt von 19,5 °C, flüchtige, sehr aggressive Fluorwasserstoff entstehen.

B.1.4 Organische Halogen-Verbindungen

Chloroform

Physikalisch-chemische Eigenschaften

Chloroform ist eine flüchtige, nicht brennbare, farblose Flüssigkeit. Es ist mit den meisten organischen Lösungsmitteln mischbar, in Wasser hingegen nur wenig löslich.

Chloroform wurde bis in die 1960er Jahre als Anästhetikum in der Chirurgie verwendet. Wegen der schädigenden Wirkung auf Herz und Lunge wurde es dann durch andere Mittel ersetzt. Später wurde auch festgestellt, dass es bei Nagetieren krebserzeugende Wirkung zeigt. Deshalb wird es heute nur mehr als Lösungsmittel und Zwischenprodukt in der chemischen Industrie verwendet. Jedoch entsteht es auch bei der Chlorierung von Trinkwasser aus natürlichen Inhaltsstoffen.

Gesundheitsgefährdung

Nach akuter Exposition gegenüber hohen Konzentrationen treten narkotische Wirkungen auf, die bis zum Tod durch zentrale Atemlähmung führen können (DEKANT & VAMVAKAS 1994).

Besonders schädigend wirkt Chloroform auf Leber und Niere. Es unterdrückt die Aktivität des Nervensystems, irritiert die Verdauung und kann die Herzsteuerung stören. Es besteht begründeter Verdacht auf eine krebserzeugende Wirkung beim Menschen, vor allem nach langjährigem Konsum von verseuchtem Trinkwasser (CORN 1993).

Dioxine und Furane

Unter Dioxinen versteht man eine Stoffgruppe von polychlorierten Dibenzop-dioxinen und Dibenzofuranen, die in insgesamt 210 Kongeneren auftreten können (siehe Abbildung 30).

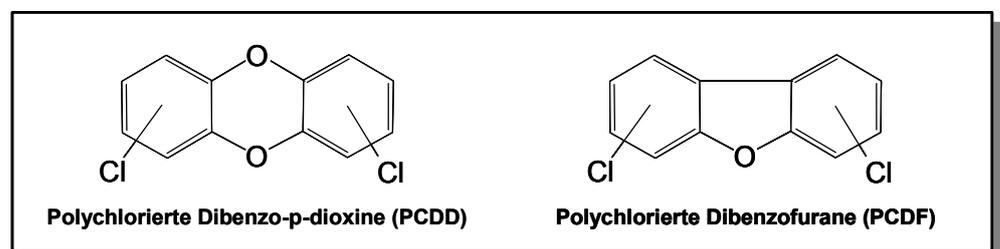


Abbildung 30: Strukturformel der Dioxine.

Dioxine sind giftige, persistente, feste aromatische chlororganische Verbindungen, die bevorzugt bei der Synthese oder Verbrennung von chlorierten Polyaromaten bzw. in Gegenwart von Chlorverbindungen und Schwermetallen als unerwünschte Nebenprodukte (de-novo-Synthese) entstehen. Die Halbwertszeit von 2,3,7,8-Tetrachlordibenzo-p-dioxin beträgt 10 Jahre, wenn keine UV-Strahlung auf diese Verbindung einwirkt.



Dioxin wird vorwiegend über die Nahrung aufgenommen, wobei es über die Nahrungskette zu Aufkonzentrierungen kommt. Aufgrund von epidemiologischen Daten hat die WHO einen Grenzwert für die tägliche Aufnahme von 1 bis 4 pg/kg Körpergewicht festgelegt. Das Scientific Committee on Food der Europäischen Kommission schätzt, dass die tägliche Aufnahme von Dioxin bei einem europäischen Erwachsenen zwischen 1,2 und 3 pg/kg Körpergewicht liegt (TUOMISTO et al. 2004).

Bei ca. 25 bis 100fach höherer Exposition als es der gegenwärtigen Hintergrund-Körperbelastung entspricht (Konzentrationen zwischen 1 und 10 ng/m³), können Chlorakne, Leberschädigungen und – bei langjähriger Belastung – beschleunigtes Wachstum von Tumorstufen auftreten (PARZEFALL 2001). Weitere Krankheitsbilder bei chronischer Exposition sind fortschreitender Gewichtsverlust, Schrumpfung der Thymusdrüse, Magen-Darm-Blutungen und Induktion von erhöhten Enzymaktivitäten. Besonders bei Meerschweinchen ist die letale Dosis LD₅₀ mit 1 µg/kg sehr niedrig (DEKANT & VAMVAKAS 1994). Im Fettgewebe kommt es bevorzugt zu einer Anreicherung nach chronischer Exposition (die Eliminationshalbwertszeit beträgt ca. sieben Jahre).

Mehrere Langzeitstudien haben die erbgutschädigende Wirkung und die Kanzerogenität von Dioxinen nachgewiesen. Dioxine verursachen die Bildung von Weichgewebssarkomen (bösartigen Tumoren), Krebs im Lymphbereich und Lungenkrebs (CORN 1993).

Besonders gefährdet sind Industriearbeiter, die bei der Herstellung von Herbiziden eingesetzt werden, sowie Anwender von Herbiziden.

FCKW

Bei den FCKW handelt es sich um Kohlenstoff- bzw. Kohlenwasserstoffverbindungen mit unterschiedlichem Anteil an Fluor und Chlor.

Bei den FCKW handelt es sich vorwiegend um gasförmige bzw. bei niederen Temperaturen flüssige Verbindungen. Sie sind chemisch sehr stabil und haben dadurch eine extrem lange Verweilzeit in der Atmosphäre. Da sie leicht herzustellen, nicht explosiv und unbrennbar sind, wurden sie gerne als Treibgase (Aerosole), Kältemittel, Lösungsmittel und Blähmittel für Kunststoffschäume und Dämmungs-Materialien eingesetzt.

FCKW schädigen die stratosphärische Ozonschicht, indem sie als Katalysator beim Abbau von Ozon (O₃) zu Sauerstoff (O₂) wirken. Durch diesen Abbau können schädigende UV-Strahlen der Sonne die Erdoberfläche erreichen und Hautkrebs verursachen.

FCKW weisen ein hohes Treibhauspotenzial auf und tragen somit substantiell zur Erderwärmung bei.

Polybromierte Biphenyle (PBB)

Polybromierte Biphenyle – Verbindungen mit einem Bromgehalt von 12 bis 68 % – wurden wegen ihrer thermischen Stabilität und ihrer geringen Entflammbarkeit als Isolierflüssigkeiten und Feuerlöschmittel sowie als Hydrauliköle, Hochdruckschmiermittel und als Weichmacher in der Kunststoffherstellung genutzt.

PBB führen bei hoher Exposition über die Nahrung zu ausgeprägten Beeinträchtigungen des Immunsystems (DEKANT & VAMVAKAS 1994).

Polychlorierte Biphenyle (PCB)

Polychlorierte Biphenyle (PCBs) sind aromatische organische Verbindungen aus zwei assoziierten Benzolringen mit 1 bis 10 Chloratomen je Molekül (siehe Abbildung 31). Bei der kommerziellen Erzeugung werden Biphenyle katalytisch chloriert, wobei das Produkt ein Gemisch von Kongeneren mit unterschiedlichen Chlorierungsgraden ist. Das Produkt wird unter verschiedenen Handelsnamen wie zum Beispiel Aroclor, Clophen oder Kanechlor als Pestizid vertrieben.

Physikalisch-chemische Eigenschaften

PCBs sind chemisch inert und haben ein hohes Maß an Persistenz. Sie haben eine niedrige Dielektrizitätskonstante und eine hohe Wärmeaufnahmefähigkeit, weshalb sie als Dielektrikum in Kondensatoren und Transformatoren verwendet wurden. Sie sind wenig wasserlöslich und werden in Lebewesen stark angereichert.

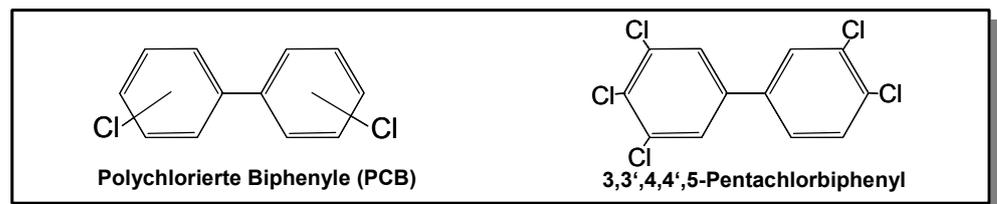


Abbildung 31: Strukturformel der polychlorierten Biphenyle (PCB).

Gesundheitsgefährdung

Die Giftigkeit der PCB hängt von Anzahl und Lage der Chloratome ab. Einige PCBs wurden als mindergiftig eingestuft. 3,3',4,4',5-Pentachlorbiphenyl hingegen ist wegen seiner planaren Konfiguration den Dioxinen in der Giftwirkung recht ähnlich und damit extrem toxisch. Bei der kommerziellen Herstellung der PCBs entstehen auch Dibenzofurane, weshalb handelsübliche PCBs meist extrem giftig sind (UMWELTBUNDESAMT 1996). Das Erscheinungsbild einer PCB-Vergiftung ist vielfältig und reicht von Chlorakne über Augenödeme bis zur Reduktion der Lungenleistung und der Vergrößerung der Leber. Für PCBs besteht begründeter Verdacht auf krebserzeugende Wirkung.

Umweltgefährdung

PCBs werden durch die Luft über weite Strecken verfrachtet, weshalb sie selbst in arktischen Regionen zu finden sind. Durch die hohe Persistenz und Bioakkumulation kommt es zur Anreicherung im Fett von Meeressäugern von bis zu 10 mg/kg (UMWELTBUNDESAMT 1996).

Gefährdung bei der Abfallbehandlung

In der Abfallverbrennung können PCBs leicht hoch toxische Dioxine bilden. Deshalb sollten sie auf keinen Fall in die Müllverbrennung gelangen.



Tetrachlormethan

Tetrachlormethan entsteht als Nebenprodukt bei der Chlorierung von Trinkwasser. Konzentrationen bis 1 ppm werden erreicht.

Die Vergiftung mit Tetrachlormethan ist durch eine massive Leberschädigung gekennzeichnet. Die Leber schwillt durch Fetteinlagerung stark an. Bei Ratten bilden sich Lebertumore. Hohe Dosen können auch zu Nierenversagen führen. Die narkotische Wirkung ist gering (DEKANT & VAMVAKAS 1994).

Trichlorethen und Tetrachlorethen

Physikalisch-chemische Eigenschaften

Trichlorethen und Tetrachlorethen sind flüchtige, nicht brennbare, farblose Flüssigkeiten. Sie sind mit den meisten organischen Lösungsmitteln mischbar, in Wasser hingegen nur wenig löslich.

Wegen ihrer geringen akuten Toxizität und der fehlenden Entflammbarkeit sind Trichlorethen und Tetrachlorethen wichtige Lösungsmittel, die in vielen technischen Prozessen Anwendung finden. Tetrachlorethen wird hauptsächlich in der chemischen Reinigung verwendet, Trichlorethen zur Metallentfettung. Beide sind wegen ihrer hohen Stabilität in der Natur weit verbreitet.

Gesundheitsgefährdung

Bei akuter Aufnahme hoher Dosen steht bei beiden Stoffen die narkotische Wirkung (reversible Lähmung des zentralen Nervensystems) im Vordergrund. Leber- und Nierenschäden werden nur selten beobachtet. Die Haut wird bei Berührung massiv entfettet. Todesursache nach akuter Exposition ist meist eine Atemlähmung.

Chronische Exposition verursacht bei höheren Dosen unspezifische neurologische Veränderungen. Bei Ratten wurden Lebertumore und eine erhöhte Häufigkeit von Nierentumoren festgestellt. Bei der metabolischen Umwandlung von Tri- in Tetrachlorethen können gentoxische Metaboliten entstehen. Diese können langfristig für die Nierentoxizität und -kanzerogenität bedeutsam sein (DEKANT & VAMVAKAS 1994).

Vinylchlorid

Vinylchlorid wird seit 50 Jahren zur Synthese von Polyvinylchlorid (PVC) verwendet.

Vinylchlorid zeigt eine geringe akute Toxizität. Es wirkt jedoch narkotisch. Bei langfristiger Exposition bewirkt Vinylchlorid ein komplexes Krankheitsbild mit Leberschäden, Hautveränderungen und bösartigen Tumoren in den Blutgefäßen der Leber (Hämangiosarkome) (DEKANT & VAMVAKAS 1994).

B.1.5 Aromatische-Verbindungen

Die Gesundheitsgefährdung von Kohlenwasserstoffen kann bis zu einem gewissen Grad durch ihre Molmasse charakterisiert werden. Kohlenwasserstoffe mit einer geringen Molmasse werden vorwiegend durch die Atmung und zu einem geringeren Teil durch Verdauung, Augen und über die Haut aufgenommen. Kurzzeitige Exposition führt zu Atembeschwerden, zum Teil zu Augenreizungen, Husten und Schwindel. Kohlenwasserstoffe mit einer größeren Molmasse und insbesondere aromatische Verbindungen weisen jedoch eine höhere Gesundheitsgefährdung auch bei relativ kleinen Konzentrationen auf (EARTHWATCH & UNEP 1992).

Auch in dieser Stoffgruppe gibt es einige Krebserreger.

Benzol und Toluol

Benzol wurde früher als Lösungsmittel eingesetzt. Heutzutage ist Benzol mit bis zu 3 % ein bedeutender Bestandteil des bleifreien Benzins. Für den aktiven und den passiven Raucher ist Tabakrauch die wichtigste Benzolquelle. Benzol kann aber auch beim Braten von Lebensmitteln entstehen.

Bei akuter Aufnahme sehr hoher Dosen von Benzol treten Ohnmacht sowie häufig tödlich endende Herzrhythmusstörungen auf.

Bei langfristiger Exposition wird das blutbildende System gestört. Anämie, eine Verringerung der Zahl der weißen Blutkörperchen und der Blutplättchen, aber auch Leukämie können verursacht werden. Benzol ist eindeutig kanzerogen (DEKANT & VAMVAKAS 1994).

Toluol (Methylbenzol) ist bei weitem weniger toxisch als Benzol. Höhere Expositionskonzentrationen erzeugen Ohnmacht (DEKANT & VAMVAKAS 1994).

Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK)

Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) sind eine Gruppe von mehr als 500 Substanzen. Sie sind aus zwei oder mehreren kondensierten sechs-, teilweise auch fünfgliedrigen aromatischen Ringen aufgebaut und enthalten ausschließlich Kohlenstoff und Wasserstoff. Einige Beispiele sind in Abbildung 32 wiedergegeben.

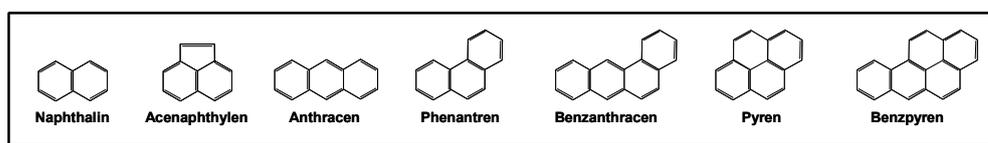


Abbildung 32: Strukturformel einiger polycyclischer aromatischer Kohlenwasserstoffe (PAK).

PAK werden überwiegend als unerwünschte Nebenprodukte bei der unvollständigen Verbrennung von organischem Material und bei Pyrolyseprozessen emittiert (UMWELTBUNDESAMT 1999). Als Quellen für PAK-Emissionen werden zu 40 % Dieselmotoren und 2 % Reifenabrieb (ENDS 1561, 2003) angegeben. Daneben

stammen bedeutende Emissionen aus Hausbrand, kalorischen Kraftwerken, Kokeereien und Raffinerien. In internationalen Untersuchungen wurden erhöhte PAK-Werte in Straßenkehrriech festgestellt. Eine Untersuchung für den Großraum Wien stellte PAK-Konzentrationen von 1,6 bis 14,5 mg/kg im Straßenkehrriech fest (UMWELTBUNDESAMT 1997).

In der Luft einer verkehrsreichen Straße wurden bis zu 178 ng/Nm³ Naphthalin, 83 ng/Nm³ Phenanthren und 60 ng/Nm³ Acenaphthylen gemessen (UMWELTBUNDESAMT 1999).

Physikalisch-chemische Eigenschaften

PAK sind durch das Fehlen von polaren Gruppen ausgeprägt fettlöslich und hydrophob. Die meisten PAK sind bei Raumtemperatur fest. PAK mit mehreren aromatischen Ringen weisen ein hohes Bioakkumulationspotenzial auf, während PAK mit wenigen Ringen etwas wasserlöslich, flüchtig und leichter biologisch abbaubar sind. In der Luft treten PAK entweder gasförmig auf oder sind an Staub- oder Aerosolteilchen gebunden.

Gesundheitsgefährdung

PAK werden hauptsächlich inhalatorisch (Tabakrauch, Dieselabgase) oder mit der Nahrung (Gebratenes und Gegrilltes) aufgenommen. In Tierversuchen wurde nachgewiesen, dass manche PAK mutagen und karzinogen wirken. Weiters wurde bei Arbeitern, die erhöhten PAK-Konzentrationen ausgesetzt waren, eine erhöhte Lungen- und Hautkrebsrate festgestellt (EARTHWATCH & UNEP 1992). Gesichert krebserregend ist Benzpyren.

Die karzinogene Wirkung kommt davon, dass Benzpyren zu einem Epoxid metabolisiert wird, welches mit der DNS reagiert und daher die Erbinformation der Zelle ändert (UMWELTBUNDESAMT 1999).

Probleme bei der Abfallbehandlung

Grundsätzlich können PAK bei der Verbrennung von Abfällen bei Luftunterschuss entstehen. Deshalb sollte die Abfallverbrennung mit einer ausreichend hohen Luftzahl und bei einer ausreichenden Verweilzeit der Reaktionsprodukte bis zur vollständigen Verbrennung im Brennraum durchgeführt werden.

Phthalate

Im allgemeinen Sprachgebrauch werden unter Phthalaten die Ester der 1,2-Benzoldicarbonsäure (= Phthalsäure) verstanden. Die Strukturformel ist in Abbildung 33 wiedergegeben. Bedingt durch hohe Produktionsmengen (mehrere Millionen Tonnen/Jahr), eine hohe Bio- und Geoakkumulationstendenz und eine mittlere Persistenz sind Phthalate in der Umwelt häufig zu finden.

Phthalate gehören zu den bedeutendsten Industriechemikalien. Sie sind Zusatzstoffe für viele Kunststoffe (PVC, Polystyrol, Nitrocellulose, synthetischer Gummi) und werden in der Kosmetikindustrie, in der Medizintechnik und in der Sprengstoffindustrie sowie in Farben, Lacken und Klebstoffen verwendet. Phthalate werden in

Österreich nicht produziert. Jedoch liegt die jährlich in Umlauf gebrachte Phthalatmenge bei 15.000 bis 20.000 t.

Das in Abwasserproben am häufigsten detektierte Phthalat ist Dimethylphthalat. Im österreichischen Klärschlamm kommt am häufigsten Di(2-ethylhexyl)phthalat (DEHP) mit 7,2 mg/kg TS vor (HOHENBLUM et al. 2002). DEHP wird in medizinischen Gerätschaften und in Bodenbelägen verwendet.



Abbildung 33: Strukturformel der Phthalsäure und eines ihrer Ester.

Physikalisch-chemische Eigenschaften

Phthalate sind relativ wenig flüchtig und wenig wasserlöslich. Sie haben eine gute Fettlöslichkeit und eine mittlere Reaktivität.

Gesundheitsgefährdung

Das Gefährdungspotenzial von Phthalaten für Mensch und Umwelt ergibt sich aus folgenden Kriterien:

- Ubiquität in der Umwelt,
- Biokonzentrationstendenz in aquatischen Organismen,
- Geoakkumulationstendenz,
- schnelle Bioresorption und -distribution,
- Passage der Plazenta und der Blut-Hirn-Schranke,
- kumulative Wirkung,
- feto- und embryotoxische Wirkung,
- Schädigung des reproduktiven Systems,
- strukturelle und funktionelle Veränderungen von Leber und Niere,
- Aktivitätsveränderungen verschiedener Enzyme.

Phthalate wirken auf den Hormonhaushalt. Kanzerogene und mutagene Effekte sind lediglich bei ungewöhnlich starken Expositionen zu erwarten (KOCH 1989). Eine aktuelle Studie des European Chemicals Bureau attestiert dem DEHP, dass es kein Umweltrisiko darstellt (ECB 2005). Ob ein Risiko für die Gesundheit von Kindern durch DEHP besteht, welches in Muttermilch enthalten ist, konnte aber nicht ausgeschlossen werden (ENDS 1883, 2005). Daher bestehen Initiativen, die Verwendung von Phthalaten in Kinderspielzeug einzuschränken.

Sonstige aromatische Verbindungen

470 t an **Alkylphenoethoxylaten** werden jährlich in Österreich als nicht-ionische Tenside in Industriereinigern, als Lösungsvermittler und als Netzmittel eingesetzt. Am wichtigsten ist dabei das Nonylphenoethoxylat. Aufgrund eines freiwilligen

Verzichtet der österreichischen Industrie werden Alkylphenoethoxylate nicht in Reinigern und Waschmitteln für den Haushaltsbereich eingesetzt.

Die Konzentration von Nonylphenoethoxylat im österreichischen Klärschlamm wurde mit 4,7 mg/kg TS bestimmt (HOHENBLUM et al. 2002).

Bisphenol A ist eine Ausgangskomponente für die Erzeugung von Kunststoffen (Polycarbonaten – siehe Abbildung 34 – und Epoxidharzen), die als CD-ROMs, Baumaterialien (Verglasung) und in Haushaltsgeräten eingesetzt werden. Weiters findet Bisphenol A in Thermopapieren, als Antioxidans in Kunststoffen, möglicherweise noch als antimikrobielle Substanz in Kosmetika und als Ausgangsstoff für bromierte Flammschutzmittel Verwendung.

Bisphenol A wird aus kunststoffbeschichteten Konservendosen, aber auch aus Kunststoff-Babyflaschen freigesetzt. In den Klärschlamm kommt es auch über die Nutzung von Toilettepapier, welches aus Altpapier hergestellt wurde, in dem thermosensitives Faxpapier enthalten war (GEHRING et al. 2002). Eine weitere Quelle könnte der Abrieb von Reifen und Bremsbelägen sein, der über das Regenwasser ins Klärsystem geschwemmt wird (GEHRING et al. 2002).

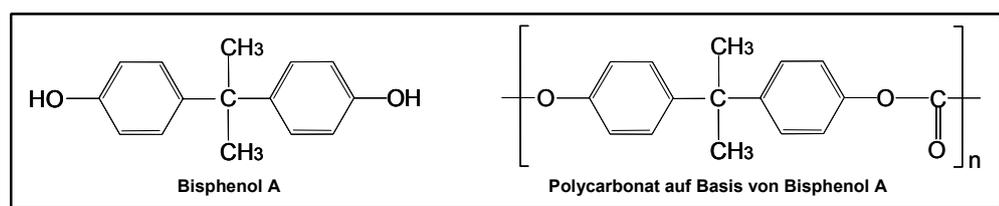


Abbildung 34: Strukturformeln von Bisphenol A und den davon abgeleiteten Polycarbonaten.

B.1.6 Sonstige organische-Verbindungen

Aliphate

Zu den Aliphaten gehören das als Lösungsmittel für Farben, als Extraktionsmittel und als Farbverdünner eingesetzte n-Hexan sowie die Aliphatengemische Benzin und Kerosin.

n-Hexan ist mäßig giftig. Kurzfristige Exposition gegenüber Konzentrationen bis zu 1.000 ppm führt nicht zu nachweisbaren toxischen Wirkungen; nur bei sehr hohen Konzentrationen tritt Ohnmacht auf.

Bei chronischer Exposition bewirkt n-Hexan Neuropathie (eine toxische Nervenschädigung, die sich durch Taubheitsgefühl äußert), die fast ausschließlich die Extremitäten betrifft. In weiterer Folge kann es zur Degeneration der peripheren Nerven kommen (DEKANT & VAMVAKAS 1994).

Benzin und Kerosin sind Mischungen aus gesättigten und ungesättigten aliphatischen Kohlenwasserstoffen mit mehr oder weniger großem Anteil an aromatischen Verbindungen.

Das als Treibstoff und in geringen Mengen auch als Reinigungsmittel eingesetzte Leichtbenzin besteht hauptsächlich aus Hexan-, Heptan- und Octan-Isomeren. Akute Vergiftungen sind wegen der geringen Toxizität selten. Narkotische Effekte treten ab Konzentrationen von 2.000 ppm auf. Orale Aufnahme führt zur massiven



Reizung der Magenschleimhaut und Erbrechen. Wenn Benzintröpfchen in die Luftwege geraten, können sie Lungenentzündung auslösen. Die Aufnahme sehr hoher Dosen über die Atemwege oder den Magen-Darm-Trakt kann zu Atemlähmung und Kreislaufversagen führen. Bei männlichen Ratten wurden in Versuchen Nierentumore induziert. Beim Menschen hingegen ist das Tumorrisiko beim Umgang mit Benzin unwahrscheinlich (DEKANT & VAMVAKAS 1994).

Alkohole und Glykole

Methanol wird verbreitet als Lösungsmittel eingesetzt, ist ein wichtiges chemisches Zwischenprodukt und könnte in Zukunft vermehrt als Biotreibstoff eingesetzt werden.

Häufigste Ursachen für Vergiftungen sind der absichtliche Genuss und Verwechslungen mit Ethanol. 12 bis 24 Stunden nach Aufnahme einer toxischen Dosis stellt sich metabolische Acidose mit den charakteristischen Begleiterscheinungen – vertiefte Atmung, erhöhter Blutdruck, Kopfschmerzen, Benommenheit, Erbrechen und Augenschmerzen (Sicht wie im Schneesturm) – ein. Dieser Zustand kann vier Tage fortauern. Durch irreversible Degeneration des Sehnervs kann Erblindung eintreten (DEKANT & VAMVAKAS 1994).

Ethylenglykol wird als Lösungs- und Frostschutzmittel eingesetzt. Es ist eine süß schmeckende Flüssigkeit mit ähnlichen Wirkungen wie Ethanol. Die akute Aufnahme größerer Glykolemengen (200 ml sind ohne Behandlung tödlich) führt nach anfänglichem Rauschzustand zu schweren Nierenschäden und Acidose. Die toxische Wirkung beruht auf der Oxidation zu Oxalsäure, die mit Kalziumionen ein schwer lösliches Salz bildet, welches in den Nierenkanälchen ausfällt und diese blockiert. Akutes Nierenversagen ist die Folge. Nierenschäden werden auch bei chronischer Exposition festgestellt (DEKANT & VAMVAKAS 1994).

1,2-Propandiol ist nur wenig toxisch. Es wird metabolisch zu nicht toxischer Milchsäure und weiter zu Brenztraubensäure oxidiert (DEKANT & VAMVAKAS 1994).

Blausäure und Cyanide

Das toxische Cyanidion kann aus Blausäure (HCN), ihren Natrium- und Kaliumsalzen oder aus Metallkomplexen gewonnen werden. Es hat als Industriechemikalie weite Verbreitung, kann aber auch durch Zersetzung von organischen Verbindungen und bei Bränden freigesetzt werden.

Die Anwendung der Cyanide reicht von der Synthese organischer Verbindungen über die Galvanisierung und Härtung von Stahl, das Gewinnen von Gold und Silber bis zum Einsatz als Photofixiermittel und als Insektizid.

Physikalisch-chemische Eigenschaften

Blausäure ist eine hoch flüchtige farblose Flüssigkeit mit Bittermandelgeruch und einem Siedepunkt von 25,7 °C. Die Dämpfe können sich durch die Luft leicht verbreiten. Unter Normalbedingungen kann Blausäure leicht polymerisieren und bildet leicht explosive Produkte.



Kalium- und Natriumcyanid sind weiße, in Wasser gut lösliche, basische Feststoffe.

Gesundheitsgefährdung

Cyanid ist ein sehr schnell wirksames Gift, welches das Enzym Cytochromoxidase inhibiert, indem es einen sehr stabilen Komplex mit einem Eisen(III)atom dieses Enzyms bildet und so die Zellatmung blockiert. Erste Symptome (Hyperventilation, Kopfschmerz, Bewusstlosigkeit) treten nach Sekunden, der Tod nach Minuten ein. Neben Cytochromoxidase stört Cyanid die Funktion von mehr als 40 weiteren Enzymen (CORN 1993).

Weil Cyanide so schnell wirken, müssen die Lagerung, der Gebrauch und die Beseitigung dieser Stoffgruppe genauestens überwacht werden.

Umweltgefährdung

Cyanide haben eine hohe Mobilität in Wasser und Luft und stellen durch ihre Giftigkeit ein großes Sicherheitsrisiko für alle Lebewesen dar. Bekannt ist die Vergiftung von Wasserorganismen ganzer Flusssysteme durch Goldlaugerei. In Erinnerung ist noch das Fischsterben im Theis- und Donaugebiet des Jahres 2000, verursacht durch einen Dambruch bei einem Bergbaubetrieb in Rumänien.

Abtrennung/Beseitigung/Recycling

Die Ablagerung von Cyanid muss vermieden werden. Deshalb sollte es entweder innerbetrieblich im Kreislauf geführt oder gänzlich vermieden werden. Kommt Cyanid in den Abfall, so ist es zu zerstören. Dafür stehen mehrere, unter anderem oxidative Verfahren zur Verfügung.

Formaldehyd

Physikalisch-chemische Eigenschaften

Formaldehyd mit der Formel $\text{CH}_2=\text{O}$ ist das in der Natur am häufigsten zu findende Aldehyd. In reiner Form ist es ein farbloses Gas, meist wird es aber in wässriger Lösung (37–50 %) als Formalin oder als Harz genutzt. Formaldehyd ist sehr gut wasserlöslich und oxidiert leicht. Es kommt auch als natürliche Biochemikalie beim Fettmetabolismus vor.

Gesundheitsgefährdung

Formaldehyd wirkt je nach Konzentration reizend bis tödlich. Für die einzelnen Schwellenwerte siehe Tabelle 22.

Bei Langzeiteinwirkung werden vor allem die Atemwege betroffen. Ein typisches Krankheitsbild ist Asthma. In Rattenversuchen wurde die karzinogene Wirkung eindeutig festgestellt. Bei Menschen besteht lediglich ein begründeter Verdacht der krebserregenden Wirkung (CORN 1993).

Tabelle 22: Wirkung von Formaldehyd auf Menschen bei kurzzeitiger Exposition (CORN 1993).

Formaldehyd Schwellen- konzentrationen in mg/m ³	Wirkung
0,1	Geruchsschwelle für 50 % der Testpersonen
0,5	Schwelle für Augenreizungen
0,6	Schwelle für Halsreizung
3,1	„Beißen“ in Nase und Augen
5,6	Tränen, 30 Min. erträglich
17,8	Starkes Tränen, wirkt 1 Stunde nach
37,5	Lebensbedrohlich, Ödeme, Entzündungen, Lungenentzündung
125	Tod

Methan

Methan ist der einfachste gesättigte Kohlenwasserstoff. Es ist ein geruch- und geschmackloses, brennbares Gas, das den Hauptbestandteil von Erdgas darstellt. Methan kommt auch als Produkt von unvollständigen Verbrennungsprozessen und als Bestandteil von Deponiegas vor. Ein weiterer großer Teil des emittierten CH₄ entstammt der Landwirtschaft, wo es in Gärungsprozessen (Biogas), anaeroben Fäulnisprozessen und in der Tierhaltung (Rindermägen) gebildet wird. Methan wirkt als Treibhausgas 21-mal so intensiv wie CO₂.

NMVOC (Non-Methan Volatile Organic Compounds – Nicht-Methan-Flüchtige Kohlenwasserstoffe)

In der Atmosphäre sind Tausende von verschiedenen Kohlenwasserstoffverbindungen vorhanden. Methan weist hierbei eine Konzentration von ca. 1 mg/m³ aus. Etwa 20 Komponenten liegen im Konzentrationsbereich von 10 bis 100 µg/m³, weitere 100 im Konzentrationsbereich 1 bis 10 µg/m³.

Die meisten in der Luft anzutreffenden Kohlenwasserstoffe weisen im vorhandenen Konzentrationsbereich keine unmittelbare Gefährdung von Mensch und Umwelt auf. Bei einem geringen Anteil ist aber Vorsicht geboten. Um sie unter Kontrolle zu haben und dennoch den Analyseaufwand in einem vertretbaren Ausmaß zu halten, werden die flüchtigen Nicht-Methan-Kohlenwasserstoffe meist gemeinsam gemessen und ausgewertet.

Als flüchtig werden organische Verbindungen im Allgemeinen dann bezeichnet, wenn ihr Siedepunkt unter 180 °C liegt. Somit fallen fast alle bisher erwähnten organischen Substanzen unter diesen Begriff.

Die Hauptquellen für die Emission von NMVOCs sind persönliche Aktivitäten (Tabakrauch), Konsumgüter und Baustoffe (Farben, Lacke, Holzfaserplatten). Vor al-

lem wenn die Produkte neu sind, emittieren sie die als Lösungsmittel, Weichmacher oder Extraktionsmittel genutzten NMVOC noch in relativ hohen Konzentrationen.

Viele NMVOCs haben narkotisierende Wirkung. Leichte Vergiftungserscheinungen äußern sich in Augenreizungen, Schwindel und Kopfschmerz.

Die primäre umweltschädigende Wirkung von NMVOC liegt in ihrem Beitrag zur Bildung von photochemischem Smog und damit in der Bildung von troposphärischem Ozon.

B.1.7 Organozinnverbindungen

Die prominentesten Vertreter der Organozinnverbindungen sind Tributyl- und Triphenylzinn, wobei Tributylzinn zu den giftigsten Umweltchemikalien zählt. Tributyl- und Triphenylzinn werden in bioziden Anstrichen (Antifoulings) verwendet, sind in dieser Anwendung aber seit 1990 in Österreich verboten (ANTIFOULINGSVERBOTSVERORDNUNG (1990)).

Mono- und Di-organozinnverbindungen finden als Thermo-, UV- und ladungsregelnde Stabilisatoren Anwendung.

B.2 Produkte/Abfälle mit hohem Gesundheits-/Umweltgefährdungspotenzial

B.2.1 Herbizide

Herbizide sind chemische Substanzen, die den Wuchs ungewollter Pflanzen hemmen sollen. Ca. 150 Substanzen werden als Herbizide verwendet. Herbizide sollen nur auf die ungewollten Pflanzen schädigend wirken, während sie für alle anderen Lebewesen harmlos sein sollten. In der Realität sind sie jedoch meist nicht so selektiv. Tabelle 23 zeigt eine Einteilung der Herbizide nach ihren chemischen Funktionalitäten. Zu sehen ist, dass viele Herbizide aromatische und heterocyclische Verbindungen sind. Die Persistenz dieser Verbindungen reicht von wenigen Wochen bis zu mehreren Jahren.

Tabelle 23: Klassifizierung der Herbizide nach ihren chemischen Gruppen (CORN 1993).

Stoffklassen	Stoffgruppen
Halogenierte Kohlenwasserstoffe	Halogenierte Alkansäuren
Aromatische Kohlenwasserstoffe	Anilide
	Aromatische Säuren
	Heterocyclische Stickstoffverbindungen (Triazine, Pyridazine, Pyridine, Pyrimidine)
	Nitroaniline
	Nitrophenole
	Nitrophenylether
	Phenoxialkansäuren
Phenylharnstoff	

Sonstige organische Verbindungen	Amide
	Carbamate
	Nitrile
	Organophosphorverbindungen
	Sulfonylharnstoff
	Thiocarbamate
Anorganische Verbindungen	Arsenorganische Verbindungen
	Sonstige anorganische Verbindungen (z. B. Natriumchlorat)

Die meisten Herbizide sind als mindergiftig oder giftig mit einer letalen Dosis zwischen 1 und 10 g/kg einzustufen. Einige Herbizide, wie zum Beispiel Dinoseb (2-sec-Butyl-4,6-dinitrophenol) mit einer letalen Dosis von 58 mg/kg sind jedoch sehr giftig.

Herbizide werden meist versprüht. Neben dem Einatmen wird das Herbizid bevorzugt über die Haut aufgenommen. Zusätzlich können Herbizide über die Nahrungskette oder das Trinkwasser in den Menschen gelangen.

Obwohl Herbizide selektiv nur auf „Unkraut“ wirken sollen, schädigen sie auch Mikroorganismen.

B.2.2 Pestizide

Pestizide sind Substanzen, die jede Form von „Schädling“ bekämpfen sollen. Sie umfassen neben den oben besprochenen Herbiziden auch Insektizide, Fungizide, landwirtschaftliche Räuchermittel und Gifte für Nagetiere. Sie werden zur Erzielung höherer Erträge bei der Nahrungsmittelproduktion eingesetzt.

Von 289 handelsüblichen Pestiziden stehen 53 (oder 18 %) im Verdacht, eine krebserzeugende Wirkung zu haben. Viele der in Tabelle 15 angeführten toxischen Verbindungen mit $LD_{50} < 1.000$ mg/kg werden bzw. wurden als Pestizide verwendet.

Tabelle 24: Auswahl von Pestiziden.

Anwendung	Stoffgruppe	Beispiel
Insektizide	Organophosphate	Malathion
	Carbamate	Aldicarb
	Andere Insektizide	Pyrethrin
	Arsenverbindungen	Bleiarсенat
Herbizide	Pyridine	Paraquat
	Chlorphenol-Verbindungen	2,4-Dichlorphenol
	Nitrophenol-Verbindungen	Dinoseb
Fungizide	Dithiocarbamate	Mancozeb
	Chlororganische Verbindungen	Pentachlornitrobenzol
Landwirtschaftliche Räuchermittel	Halogenierte Kohlenwasserstoffe	Methylbromid, Dibromchlorpropan
	Oxide und Aldehyde	Ethylenoxid, Formaldehyd
	Schwefel- und Phosphorverbin-	SO ₂ , Aluminiumphosphid



dungen

B.2.3 Holzimprägnierungen

Zum Schutz von Holz vor Fäulnis werden folgende drei Stoffgruppen eingesetzt (EARTHWATCH & UNEP 1992):

- Anorganische Kupfer-Arsenverbindungen und Chromate
- Polychlorierte Phenole und
- Teeröle (mit den giftigen Kresolen als Hauptverbindungen).

B.2.4 Flammschutzmittel

Auch die gängigen Feuerlöschmittel können in drei Stoffgruppen unterteilt werden:

1. Metalloxide und Metallhydroxide wie Aluminiumhydroxid werden als weniger gefährlich eingestuft.
2. Ester der Phosphorsäure mit Kohlenwasserstoffen, wie zum Beispiel Kresole, können von minder gefährlich bis hochgiftig wirken und zu Schädigungen des Nervensystems führen.
3. Für bromierte Kohlenwasserstoffe (Polybromierte Biphenyle – PBB und Polybromierte Diphenylether – PBDE) besteht begründeter Verdacht der krebs-erzeugenden Wirkung. Sie können zu Nerven-, Haut- und Muskelschädigungen führen und bilden bei der Verbrennung hochgiftige Dioxine und Furane. Wegen der ausgezeichneten Flammschutzwirkung wurden PBBs und PBDEs bis in die 1990er Jahre gerne in Textilien und Kunststoffen wie zum Beispiel Polyurethanschaum verwendet (EARTHWATCH & UNEP 1992).

B.2.5 Industrielle Lösungsmittel

Chemikalien werden industriell in großen Mengen als Lösungsmittel eingesetzt. Dabei kommen sowohl Einzelstoffe als auch Stoffgemische zum Einsatz. Wichtige Anwendungen sind die Entfettung von Metallteilen und Textilien sowie chemische Synthesen. Vorrangige Anforderungen sind hohes Fettlösungsvermögen und ausreichende Flüchtigkeit. Daneben sollten Lösungsmittel nach Möglichkeit nicht brennbar, nicht explosiv und nicht toxisch sein. Ideal wäre auch eine leichte Abbaubarkeit in der Natur (DEKANT & VAMVAKAS 1994).

Gesundheitsgefährdung

Wegen ihrer Flüchtigkeit werden industrielle Lösungsmittel vor allem über die Lunge aufgenommen. Die kritische Größe dabei ist der Verteilungskoeffizient zwischen Blut und Luft (siehe Tabelle 25). Von Lösungsmitteln mit einem großen Verteilungskoeffizienten – wie Methylchlorid oder Xylol – werden 50 bis 70 % aus der Atemluft resorbiert. Die Persistenz im Körper ist einerseits von der Fettlöslichkeit abhängig – so können Stoffe wie Xylol oder Toluol mit einer guten Fett- gegenüber Wasserlöslichkeit (siehe Tabelle 25) bis zu 20 % im Körperfett eingelagert werden – andererseits von der Reaktivität.

Oft sind jedoch gerade die Abbauprodukte für den Körper gefährlich. Diese greifen die Leber und das Nervensystem an oder können karzinogen sein.

Außer über die Atemwege werden Lösungsmittel, die sowohl polare als auch lipophile Gruppen tragen (wie z. B. Glykolether) leicht über die Haut aufgenommen.

Akute Vergiftungserscheinungen, ausgelöst durch industrielle Lösungsmittel, können sein: Kopfweg, Benommenheit und Bewusstlosigkeit.

Chronische Schädigungen durch industrielle Lösungsmittel umfassen:

- Schäden des Nervensystems (Verlust der sensorischen Wahrnehmung in den Gliedmaßen und des Erinnerungsvermögens, Psychosen und Persönlichkeitsveränderungen);
- Hautschäden (allergische Erscheinungen und Dermatitis);
- Leber- und Nierenschäden;
- Insuffizienz des Kreislaufes und Herzschäden;
- Krebsauslösung (Leukämie bei Benzol bereits ab Konzentrationen von 1 mg/m^3 , Leber-, Blasen-, Nieren- und Lymphsystemtumore bei halogenierten Kohlenwasserstoffen, Lungenkrebs bei Lösungsmittelmixen) (CORN 1993).

Tabelle 25: Stoffwerte einiger Lösungsmittel mit breiter Verwendung (CORN 1993).

Lösungsmittel	Siedepunkt in °C	Dampfdruck in mbar	Zündpunkt in °C	Wasserlöslichkeit in Gew%	Verteilungskoeffizient			Geruchsschwellenwert in ppm
					Wasser/Luft	Blut/Luft	Öl/Luft	
Halogenierte								
1,1,1-Trichlorethan	74	130	< 0,1	< 0,1	1	2	350	75–100
Chloroform	61	210	< 0,1	0,7	4	10	400	200
Methylchlorid	40	450	< 0,1	2	7	9	150	50–80
Tetrachlorethen	121	19	< 0,1	< 0,1	0	13	1.900	50–70
Tetrachlorkohlenstoff	77	120	< 0,1	< 0,1	0	2	360	25–50
Trichlorethen	87	80	< 0,1	0,1	1,5	9	700	20–100
Aromate								
Benzol	80	100	-11	< 0,1	3	8	490	
Styrol	146	6	32	0,3	5	40	5.000	0,05–25
Toluol	111	29	4	< 0,1	2	16	1.470	0,03–3
Xylol	141	8,5	27	< 0,1	2	42	4.050	20–40
Sonstige organische								
2-Ethoxyethanol	135	5	40	100				
Aceton	56	250	-19	100	400	250	90	200–450

Lösungsmittel	Siedepunkt in °C	Dampfdruck in mbar	Zündpunkt in °C	Wasserlöslichkeit in Gew%	Verteilungskoeffizient			Geruchsschwellenwert in ppm
					Wasser/ Luft	Blut/ Luft	Öl/ Luft	
Dinethylformamid	153	4	58	100				
Ethanol	78	60	12	100				350
Ethylacetat	77	100	-4	9				50-200
Isopropanol	82	40	12	100				200
Methylethylketon	80	90	-7	27	250	200	260	< 25
Methyl-n-butylketon	127	4	23		110	130	1.640	
n-Butanol	118	6	29	8				15-25
n-Hexan	156	160	< -20	< 0,1				
Schwefelkohlenstoff	46	400	-30	0,3	1	2		1

B.2.6 Waschmittel und Detergenzien

Zu den vielfältigen Anwendungen von Detergenzien in der Industrie gehören das Waschen und Färben von Textilien, das Entfetten und Bräunen von Leder, das Entfetten von Metallen und die Flotation von Bergbauprodukten. Weiters werden Detergenzien als Additive für Schmiermittel, Harze, Farbstoffe und selbst für Lebensmittel eingesetzt. Das kommerzielle Detergenz besteht zu 10 bis 50 % aus dem aktiven Bestandteil und daneben aus Füllstoffen, Bleichmitteln (z. B. Natriumperborat), optischen Aufhellern, Enzymen, Scheuermitteln, Lösungsmitteln, Bakteriziden, Duftstoffen und Farbstoffen.

Die aktiven Bestandteile können sein:

- Alkylbenzylsulfonate (mit einem Marktanteil von 40 %),
- Alkoholethoxysulfate,
- Alkylsulfate oder -sulfonate,
- Alkohol- oder Alkylphenolethoxylate.

Diese Stoffe sind zumeist rasch biologisch abbaubar, weshalb sie auf die menschliche Gesundheit nur in seltenen Fällen schädigend wirken. Sie können jedoch die Abwehrmechanismen des menschlichen Körpers schwächen und so die Aufnahme von schwereren Giften erleichtern.

15 bis 85 % eines kommerziellen Detergenz bestehen aus Füllstoff. Dieser ist in vielen Fällen ein Phosphat, Soda, Natriumsilikat oder Zeolith. Natriumtripolyphosphat wird am häufigsten verwendet, weil es auch schmutzlösende Wirkung zeigt und ein geringes Gefährdungspotenzial aufweist. Es hat aber den Nachteil, zur Eutrophierung von Oberflächengewässern beizutragen.

B.2.7 PVC

Polyvinylchlorid (PVC) ist mengenmäßig der zweitwichtigste Kunststoff nach Polyethylen. In Deutschland wurden im Jahr 2003 1,9 Mt PVC produziert. Davon wurden 1,6 Mt in Deutschland selbst verarbeitet. Bis 2013 wird eine durchschnittliche Wachstumsrate von 1,7 %/a erwartet. PVC findet vor allem in der Baubranche Verwendung. Die mengenmäßige Aufteilung der PVC-Verwendung auf die verschiedenen Branchen in Deutschland ist in Abbildung 35 zu sehen.

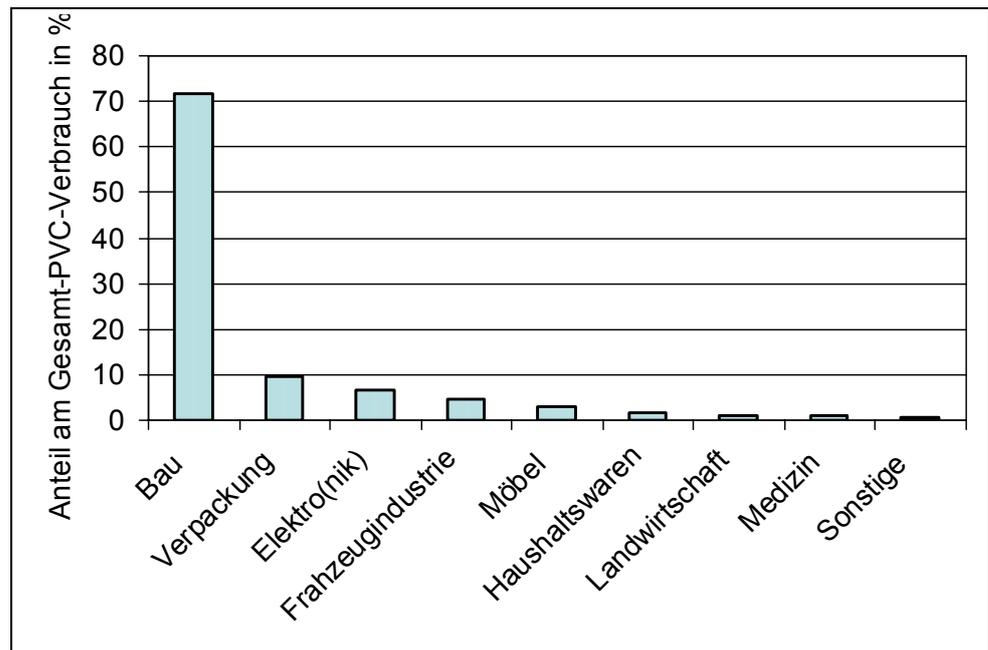


Abbildung 35: Verwendung von PVC nach Branchen in Deutschland 2003 (CONSULTIC 2005).

In Tabelle 26 sind die gängigsten PVC-Produkte angeführt. Tabelle 27 zeigt den PVC-Verbrauch für die Produkte mit dem höchsten PVC-Einsatz. Die höchsten Wachstumsraten für die Zukunft werden für Rohre, Fensterprofile, Fußböden, Scheckkarten und Pharmaverpackungen erwartet (CONSULTIC 2005).

Tabelle 26: Anwendungsbeispiele für PVC (aus Evc 2004).

PVC in Elektro- und Elektronikgeräten	PVC im Büro	PVC in Freizeit und Sport
Tastaturen	Büromaterialien (z. B. Ordner, Ringbücher, Lineale, Radiergummi)	Spielzeug (z. B. Puppen)
Elektrowerkzeuge	Computergehäuse	Fußbälle
Kabel	Computertastaturen	Schwimmringe und -flügel
Telefonsysteme	Drucker	Gartenschläuche
Bauteilgehäuse	Bürofolie	Rettungsboote
Gehäuse von Mobiltelefonen		Schiffsbauprodukte
PVC in der Bekleidung	PVC in der Verpackung	PVC in Karten
Regenmäntel	Lebensmittelverpackung (z. B. tiefgezogene Becher)	Kreditkarten
Rettungswesten	Mineralwasserflaschen	"Intelligente" Karten
Schuhe	Haftfolien	Identitätskarten
Schuhsohlen	Non-Food-Verpackungen (z. B. Schalen, Kosmetika- und Reini-	Telefonkarten
Gummistiefel		
Modeartikel und -accessoires		

Kunstleder	gungsmittelbehälter) Kronkorkenbeschichtungen	
PVC als Baustoff	PVC in Fahrzeugen	PVC in der Medizin
Fensterrahmen und Türen Trinkwasser-, Kanalrohre und Formstücke Dachrinnen Kabelschutzrohre und -kanäle Bodenbeläge Tapeten Wasserreservoirauskleidungen Folien, Platten und Planen Rollladen Sitze in Sportstadien	Innenverkleidungen (z. B. Sonnen- blenden, Teile von Handbremsen und Schalthebeln, Fußmatten) Fenstereinrahmungen Oberflächen von Armaturentafeln Beschichtete Gewebe (z. B. Sitzbe- schichtungen, Türinnenverkleidun- gen) Kabelmäntel Dichtungsmassen (z. B. Unterbo- denschutz, Antidröhnmassen)	Pharmazeutika-, Blister- verpackungen Blutbeutel Plasmabeutel Flexible Schläuche Infusionsgeräte

Tabelle 27: PVC-Einsatz für die Produkte mit dem höchsten PVC-Verbrauch in Deutschland 2003 (CONSULTIC 2005).

Branche	Produkt	PVC-Verbrauch in kt/a
Bau	Tür-/Fensterprofile	420
Bau	Profile/Kanäle	230
Bau	Rohre	225
Verpackung	Folien	100
Bau	Sonstige Bau	90
Bau	Kabel	60
Elektro(nik)	Kabel/Installationstechnik	60
Bau	Dach-/Dichtungsbahnen	50
Möbel	Möbel	45
Elektro(nik)	Weißer Ware	36
Bau	Fußboden	35
Verpackung	Sonstige Verpackungen	34
Bau	Tapeten	30
Fahrzeugindustrie	Fahrzeug-Interieur	30
Fahrzeugindustrie	Unter der Motorhaube	25
Haushaltswaren, Freizeit, Sport, Spielgeräte	Freizeit- u. Spielwaren	20
Landwirtschaft	Landwirtschaftl. Folien	15
Verpackung	Blisterverpackungen	10,5
Fahrzeugindustrie	LKW-Planen	10
Medizin	Blut- u. Dialysebeutel	9
Verpackung	Verschlüsse	7
Elektro(nik)	Braune Ware	6
Elektro(nik)	Sonstige Elektro	6
Medizin	Sonstige Medizin	6
Haushaltswaren, Freizeit, Sport, Spielgeräte	Plastikkarten	5
Sonstige	Scheckkarten	5
Sonstige	Pharmaverpackungen (primär Blister)	5
Fahrzeugindustrie	Fahrzeug-Exterieur	4

Verpackung	Hohlkörper < 5 l	3
Fahrzeugindustrie	Autoelektrik	3
Elektro(nik)	IT	2
Haushaltswaren, Freizeit, Sport, Spielgeräte	Haushaltswaren	2
Verpackung	Hohlkörper > 5 l	0,5

Um das breite Spektrum an Eigenschaften zu bekommen, das bei Fertigerzeugnissen benötigt wird, wird PVC-Polymer mit einer Anzahl von Additiven vermischt. Diese Additive können als Füllstoffe, Stabilisatoren, Gleithilfsmittel, Weichmacher, Pigmente oder Flammschutzmittel wirken (EK 2000b).

Rund ein Drittel der produzierten PVC-Menge wird mit Weichmachern (meist Phthalaten) zu Weich-PVC verarbeitet. 1997 wurden in Europa rund 900.000 t Phthalate als PVC-Weichmacher eingesetzt (EK 2000b). Weich-PVC wird meist in Produkten von relativ kurzer Lebensdauer (2 bis 20 Jahre) verwendet.

Der Zusatz von Stabilisatoren zum PVC-Polymer soll dieses vor dem Abbau durch Wärme und Licht schützen. PVC enthält je nach Anwendung 1,8 bis 11 % Stabilisatoren, die wiederum Barium, Blei, Cadmium, Zinn oder Zink enthalten können. Bleistabilisatoren hatten 1998 einen Marktanteil von 70 %. In diesem Jahr wurden in Europa 51.000 t an Blei für die PVC-Stabilisation eingesetzt (EK 2000b). Für Blei gibt es eine Selbstverpflichtung der Industrie, ab 2015 dieses nicht mehr als PVC-Stabilisator einzusetzen. Alternativen sind zinnorganische Verbindungen und Kalzium/Zink- bzw. Barium/Zink-Stabilisatoren.

Europaweit wird Cadmium seit dem Jahr 2000 – in Österreich seit 1994 – nicht mehr als PVC-Stabilisator eingesetzt.

PVC-haltige Abfälle fallen in Deutschland zu 28 % bei der Produktion von Kunststoffen, zu 31 % im Baubereich, zu 26 % in der gewerblichen Anwendung und zu 15 % im Haushaltsbereich an (siehe Abbildung 36). Es wird erwartet, dass in Deutschland in den nächsten Jahren die PVC-Post-Consumer-Abfallmenge um 2,5 %/a steigen wird. Die größten Steigerungen werden für die Bereiche Bau, Landwirtschaft, Medizin und Möbel erwartet (CONSULTIC 2005).

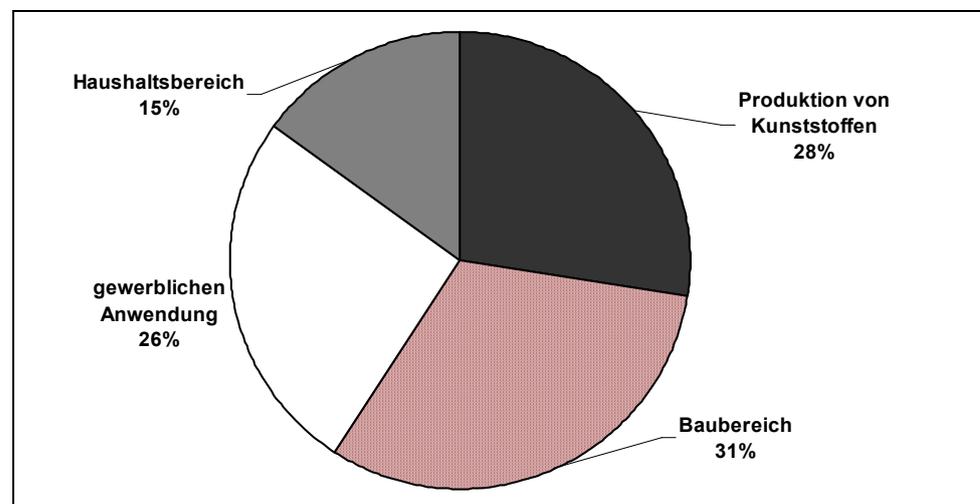


Abbildung 36: Herkunft der PVC-Abfälle in Deutschland 2003 (CONSULTIC 2005).



Siedlungsabfall besteht zu 0,1 bis 0,4 % aus PVC (HORNUNG 2002). Dieses kommt vor allem in den Fraktionen „Sonstige Kunststoffgegenstände“, in Kunststoff-Aluminium-Verbunden (als Verpackungen von aromaintensiven Produkten wie Kaffee, Schokoriegel oder Tabletten), in Schuhen (als Sohle oder Kunstleder) und in Elektronikschrott (als Kabelisolation) vor. Durch die zunehmende Substitution von PVC im Verpackungsbereich ist in diesen Fraktionen in Zukunft mit leicht fallenden Chlorgehalten zu rechnen (SCHIRMER et al. 2004).

In Deutschland ist PVC für ca. 50 % des Chlorgehaltes (UMWELTBUNDESAMT DEUTSCHLAND 2001) der Stoffe, die in die Müllverbrennung gelangen, sowie für ca. 10 % des Cadmium- und weniger als 1 % des Bleigehaltes verantwortlich (BAITZ et al. 2004). Europaweit tragen PVC-Abfälle zwischen 38 und 66 % zum Chlorgehalt der verbrannten Abfallströme bei. Die anderen Hauptquellen für Chlor sind verrottbare Stoffe (etwa 17 %) und Papier (10 %) (EK 2000b).

Europaweit wird mit einem Anstieg des PVC-Abfallaufkommens gerechnet. So soll das PVC-Abfallaufkommen im Jahr 2010 um 30 % und im Jahr 2020 um 80 % über jenem von 2000 liegen. Dabei wird der Anteil von PVC-Abfällen aus dem Baubereich, dem Haushaltsbereich und dem Gewerbebereich zunehmen, der Anteil der Verpackungen und von Weich-PVC-Abfällen sinken (EK 2000b).

Behandlung von PVC-Abfällen

PVC-Produkte werden nach der Nutzung heute hauptsächlich verbrannt. Dabei besteht die Möglichkeit erhöhter Dioxinmissionen. Dies ist jedoch abhängig von den Parametern der Verbrennung (Luftzufuhr, Verweilzeit, Turbulenz der Rauchgase) sowie der verwendeten Technologien zur Rauchgasreinigung.

Ca. 85 % der PVC-Abfälle aus dem Produktionsbereich (Prä-Verbraucher-Abfälle) und 0,3 % der PVC-Abfälle aus dem Konsumbereich (Post-Verbraucher-Abfälle) werden mechanisch verarbeitet und in der ursprünglichen Verwendung wieder eingesetzt (werkstofflich recycled). 2,7 % der Post-Verbraucher-PVC-Abfälle werden nach mechanischer Behandlung zu Produkten verarbeitet, die normalerweise aus anderen Materialien hergestellt werden (Downcycling). Die Europäische Kommission erwartet, dass sich bis zum Jahr 2020 die werkstoffliche Recyclingrate für Post-Verbraucher-PVC-Abfälle auf 9 bis maximal 18 % steigern ließe. Die PVC-Industrie hat sich dazu verpflichtet, 50 % der gesammelten PVC-Rohre, -Armaturen und -Fensterrahmen hochwertig zu recyceln (EK 2000b).

Eine weitere Alternative zur thermischen Behandlung von PVC-Abfällen wäre das Recycling des PVC mittels selektiver Extraktion zum Beispiel durch Tetrahydrofuran. Doch auch dabei könnte Dioxin gebildet werden (SCHRAMM et al. 2002).

Zusätzlich gibt es Verfahren zum chemischen Abbau des PVC in seine Grundbestandteile. Diese werden jedoch nur angewandt, wenn mechanische Recyclingverfahren nicht möglich sind (EK 2000b).

PVC kann sich negativ auf das Recycling anderer Kunststoffe in Mischkunststoffabfällen auswirken. PET und PVC lassen sich aufgrund ähnlicher Dichten nur schwer trennen. Meist wird es schwieriger und teurer, andere Kunststoffe aufzubereiten, wenn PVC zugegen ist (EK 2000b).

B.2.8 Umwelthormone

Umwelthormone sind Stoffe, die in sehr geringen Konzentrationen in der Lage sind, in die Regulationsmechanismen der Geschlechtshormone oder der Schilddrüse von Tier und Mensch einzugreifen. Besonders kritisch sind dabei folgende Eigenschaften:

- Es gibt innerhalb der Entwicklung eines Säugetieres besonders sensible Phasen (meist vor oder kurz nach der Geburt), in denen die Umwelthormone verstärkt wirken;
- die Wirkung kann irreversibel sein;
- Ursache und Wirkung können um Jahrzehnte auseinander liegen;

oft geht die negative Wirkung bei hohen Konzentrationen wieder verloren, wodurch die Gefahr besteht, dass die negative Wirkung in Standardtestverfahren nicht erkannt wird (GIES 2002).

Zu den Umwelthormonen zählen Stoffgruppen wie:

- Chlorchemikalien (DDT, PCB, Dioxine),
- Industriechemikalien wie Phthalate, Alkylphenoethoxylate oder Bisphenol A,
- Organozinnverbindungen,
- Pestizide, wie Vinclozolin oder Simazin,
- Hormonanalogue aus pharmazeutischen Produkten,
- Natürliche Hormone und Pflanzeninhaltsstoffe (GIES 2002).

B.2.9 Elektroaltgeräte

Elektroaltgeräte beinhalten eine Reihe von Schadstoffen, die zum Teil auch wertvolle Grundstoffe sind:

- Kontakte auf Leiterplatten bestehen aus Gold, Platin und/oder Palladium.
- Batterien enthalten u. a. Lithium, Blei, Cadmium, Nickel, Mangan, Zink und aggressive Stoffe wie Schwefelsäure.
- Leitungen, Spulen, Trafos bestehen meist aus Kupfer.
- In Transformatorölen, Kondensatordielektrika, Isolier- oder Kühlflüssigkeiten können trotz Verbotes in Neugeräten noch PCBs enthalten sein.
- Gehäuse bestehen oft aus metallischem Aluminium, welches nach der Verbrennung in der Schlacke eine hohe Mobilität entwickeln und Wasserstoff freisetzen kann.
- Bildröhren enthalten Bariumglas, Bleiglas und metallisches Barium als Gettermaterial zur Adsorption von Sauerstoff im Bildröhrenvakuum.
- Als Flammhemmer werden Antimontrioxid und halogenierte Verbindungen eingesetzt.
- Quecksilber findet sich u. a. in Kippschaltern und Relais (SALHOFER o.J.).

Bei LCD (liquid-crystal-displays) muss vor allem die quecksilberhaltige Hintergrundbeleuchtung als gesundheits- und umweltgefährdend eingestuft werden.



Beim Recycling von Acrylnitril-Butadien-Styrol-Copolymeren (ABS) besteht die Gefahr, dass vermehrt Dioxine/Furane gebildet werden, da etwa ein Sechstel der von der Elektronikindustrie eingesetzten Kunststoffe mit halogenierten Flammschutzmitteln ausgerüstet sind (SCHRAMM et al. 2002).

Es muss darauf hingewiesen werden, dass eine Reihe von Spielsachen zu den Elektroaltgeräten gehören. Vor allem in billigen Elektronikspielgeräten sind die Batterien fix integriert und gelangen zusammen mit dem Spielgerät in den Restmüll.

Aktuelle Untersuchungen des deutschen Restabfalls haben gezeigt, dass 0,8 % des Restabfalls aus der Elektronikschrottfraction besteht, dass aber noch einmal annähernd 1,2 % Elektronikschrott in der „Verbundfraction“ zu finden ist, so dass der Restabfall insgesamt zu ca. 2 % aus Elektronikschrott besteht. Tabelle 28 zeigt eine typische Zusammensetzung des Elektronikschrotts für Siedlungsabfall in Deutschland (KOST 2001).

Tabelle 28: Zusammensetzung von Elektronikschrott, Ergebnisse aus der manuellen Demontage der Gesamtmasse aus vier Sortierungen (45,9 kg), in Masse-% (KOST 2001).

Elektrische Bauteile	Anteil am Elektronikschrott
Sonstige elektrische Bauteile	29 %
Kabel	27 %
Kunststoffgehäuse	18 %
Eisen-Metalle	18 %
Leiterplatten	6 %
Nichteisen-Metalle	2 %
Batterien	1 %

B.2.10 Altbatterien

Heute stehen zur Speicherung von elektrischer Energie für mobile Elektrogeräte eine Reihe von Batterie- und Akkumulatortypen zur Verfügung:

- Die Zink-Kohle-Batterie stellt die älteste Technologie für Haushaltsbatterien dar. Dieser Typ ist zwar am billigsten, hat aber die geringste Leistungsfähigkeit.
- Mit Alkali-Mangan arbeiten die heute gebräuchlichsten Universalbatterien (Alkaline). Sie sind verwandt mit den Zink-Kohle-Batterien, besitzen viel bessere Leistungsdaten, sind aber auch deutlich teurer.
- Speziell regenerierbare Alkali-Mangan-Zellen (RAM-Zellen) können bis zu 25-mal mehr Strom liefern als konventionelle.
- Zink-Luft-Batterien werden vor allem in Hörgeräten eingesetzt. Sie haben eine sehr hohe Energiedichte, entladen sich jedoch relativ rasch.
- Lithium(Li)-Batterien besitzen eine lange Betriebsdauer von teilweise über 10 Jahren. Sie bieten auch die höchste Energiedichte, sind jedoch wegen der anspruchsvollen Herstellungstechnik teurer als Alkali-Mangan-Batterien.
- Nickel-Cadmium-(NiCd)-Akkus sind preiswert, robust und haben eine lange Lebensdauer. Nachteile sind der ausgeprägte Memoryeffekt und die hohe Giftigkeit.

- Nickel-Metallhydrid-(NiMH)-Akkus verfügen über eine höhere Energiedichte als NiCd, sind aber teurer, empfindlicher und nicht so oft aufladbar.
- Lithiumionen-(Li-ion)-Akkus haben eine noch höhere Energiedichte, sind aber noch teurer und noch empfindlicher als nickelhaltige Akkus. Um den Schutz zu gewähren sind sie nur in speziellen Akkupacks (beispielsweise für Notebooks oder Handys) erhältlich.
- Lithium-Polymer-Zellen sind den Li-ion-Akkus sehr ähnlich. Ihre Bauformen sind aber flexibler (BUTSCHER 2004).

Die Einsatzgebiete sowie Qualitäten der Batterie- und Akkutypen sind in Tabelle 29 zusammengefasst.

Trotz der Vorteile der Akkumulatoren scheint sich zumindest in Deutschland gegenüber den Batterien wenig zu bewegen (siehe Abbildung 37).

Tabelle 29: Qualitäten der im Haushaltsbereich verwendeten Batterie- und Akkutypen (BUTSCHER 2004).

Kriterium	Batterien				Akkus	
	Alkali-Mangan	Zink-Kohle	RAM	Lithium	NiCd	NiMH
Belastung						
extrem (Elektrowerkzeuge)	-	--	--	±	++	±
groß (Blitzgerät, Digicam, Taschenlampe)	+	--	±	++	++	++
mittel (Walkman, Gameboy)	++	-	++	+	+	+
klein (Taschenradio)	++	±	+	+	±	±
winzig (Küchenuhr)	++	+	±	±	--	--
Geeignet für						
ständigen Gebrauch	±	--	+	++	++	++
häufigen Gebrauch	+	-	++	++	+	+
seltene Gebrauch	++	±	--	-	--	--
Betriebsdauer	++	±	+	++	±	+
Preis	+	++	±	-	-	--
Wirtschaftlichkeit	+	--	++	+	++	++
Umweltverträglichkeit	+	--	++	+	--	++
Bequemlichkeit	+	--	-	++	±	±
Betriebsbereitschaft	+	+	+	++	--	--
Lagerfähigkeit	+	-	±	++	-	--

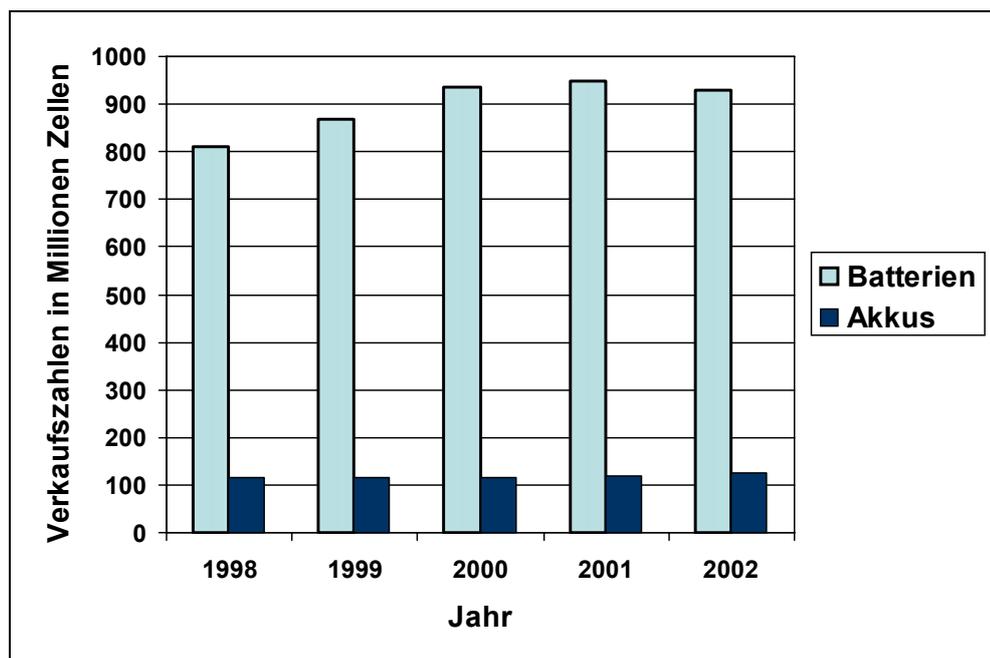


Abbildung 37: Verkaufszahlen der Batterien und Akkumulatoren in Deutschland (BUTSCHER 2004).

In Deutschland wurden im Jahr 2003 391 g/Einwohner an Batterien in Verkehr gebracht. Davon wurden 140 g/Einwohner nach Nutzung getrennt gesammelt, 115 g/Einwohner fanden ihren Weg in den Restabfall (das entspricht einem Anteil der Altbatterien im Restabfall von 0,06 Masse-%). Der Rest wurde entweder zum Lageraufbau verwendet oder in andere Abfallfraktionen verbracht (ALLGAIER & STEGMANN 2004).

Für Österreich wurde angegeben, dass im Jahr 2001 3.498 t (435 g/Einwohner) an tragbaren Batterien in Verkehr gesetzt, 3.406 t an Batterien verbraucht, 1.493 t an Batterien gehortet und 1.524 t an Batterien getrennt gesammelt wurden (BIO INTELLIGENCE SERVICE 2003). Damit müssten im Jahre 2001 $3.406 - 1.493 - 1.524 = 389$ t an Batterien im Restabfall gelandet sein. Dies entspricht 48 g/Einwohner bzw 0,03 Masse-% von Batterien im österreichischen Restabfall. (Die Restabfallmenge betrug 1,3 Mt).

Geht man von einem durchschnittlichen Zinkgehalt der Batterien von 20 % aus (EK 2003b) kämen durch die Batterien ca. 78 t an Zink in den Restabfall. Die entstehende Zinkkonzentration wären 58 mg/kg Restabfall. Das heißt, Batterien wären für ca. 10 % des Zinkgehalts im Restabfall verantwortlich.

Als besonders gesundheitsgefährdend gelten, aufgrund des 20 %-Gehaltes an Cadmium, die Nickel-Cadmium-Batterien. Obwohl es alternative Akkusysteme auf Lithium- und Nickelmetallhydridbasis gibt, ist der Einsatz von Nickel-Cadmium-Akkus seit zehn Jahren in Deutschland etwa konstant. Dort liegt er bei 3.000 t/a. Ein Drittel dieser Akkus wird in Deutschland getrennt gesammelt, ein Drittel gelangt in den Restabfall (und damit 200 t Cadmium/a) und ein weiteres Drittel gelangt in andere Fraktionen des Siedlungsabfalls oder wird gehortet (HAGBECK 2002).

In Österreich wurden im Jahr 2001 247 t an Ni-Cd-Batterien/Akkus verkauft, 237 t verbraucht, 118 t der verbrauchten Batterien gehortet und 84 t getrennt gesammelt

(BIO INTELLIGENCE SERVICE 2003). Damit könnten $237 - 118 - 84 = 35$ t an Ni-Cd-Batterien/Akkus in den österreichischen Restabfall gelangt sein. Dies entspricht einer Cadmiumkonzentration im Restabfall von 5,3 mg/kg. Das heißt, 77 % des Cadmiumgehaltes im Restabfall könnten durch Ni-Cd-Batterien verursacht sein.

Auch in den anderen Batterietypen ist eine Reihe von Schwermetallen enthalten, die sich bei getrennter Sammlung recyceln lassen. Dazu gehören Nickel, Blei, Quecksilber, Silber, Kupfer und Eisen.

B.2.11 Altfahrzeuge und Shredderleichtfraktion

Die Shredderleichtfraktion besteht entweder aus den Rückständen von Altautos oder aus einer Mischung aus Rückständen von Altautos, Industrieabfällen und Sperrmüll. Für die Altautobehandlung gilt, dass im Jahr 1997 der Anteil der Shredderleichtfraktion am gesamten Shreddervormaterial ca. 25 Masse-% betrug. Durch den kontinuierlichen Anstieg von Kunststoffen, Leichtmetallen und elektronischen Systemen im Fahrzeugbau, wird dieser Wert bis 2015 voraussichtlich auf 34 Masse-% steigen (REINHARDT & RICHERS 2004).

Tabelle 30 zeigt die aktuelle Materialzusammensetzung der Shredderleichtfraktion aus der Behandlung von Altautos, Tabelle 31 die Brennstoffanalyse dieser Fraktion und von Shredderrückständen aus der gemeinsamen Behandlung von Altautos, Industrieabfall und Sperrmüll (geteilt in 60 % Grobfraction und 40 % Feinfraction).

Im Vergleich zu Hausmüll weist die Shredderleichtfraktion aus Altautos stark erhöhte Schadstoffkonzentrationen auf (Cu: bis zum Faktor 100; Cd: bis Faktor 20; Pb, Zn: Faktor 10–15). Die Bandbreite zwischen Minimum- und Maximumwerten ist ebenfalls sehr groß (bis zu Faktor 50). Die Konzentrationen von Cd, Cu, Pb und Zn sind gegenüber Hausmüll um Größenordnungen erhöht.

Tabelle 30: Zusammensetzung der Shredderrückstände aus der Behandlung von Altautos (REINHARDT & RICHERS 2004).

Stoffgruppen in den Autosshredderrückständen	Anteil an den Shredderrückständen in %		
	Typischer Wert	MIN	MAX
Chlorfreie Thermoplaste (Formteile, Folien, Styropor...)	13		
PVC (Folien, Kunstleder, Unterbodenschutz, Kabelisolation)	6		
andere Thermo- und Duroplaste	3	21	63
Schaumstoff (Polyurethan)	7		
Elastomere (Gummi)	23		
Holz/Cellulose	4	2	13
Faser- und Bezugsstoffe (Textilfasern, Glasfasern, Leder...)	6	4	29
Fe	13		
Cu	1	1	23
Al	3		
Lackbestandteile	3	< 1	15
Glas/Keramik	13	1	16

Stoffgruppen in den Autoshredderrückständen	Anteil an den Shredder- rückständen in %		
	Typischer Wert	MIN	MAX
Andere Bestandteile und Fremdstoffe (Sand, Rost, Pb, Zn)	5	5	19

Tabelle 31: Brennstoffanalyse und Schadstoffgehalte der Shredderleichtfraktion im Vergleich zu Hausmüll (REINHARDT & RICHERS 2004, VEHLOW et al. 2004, MORF et al. 2004).

		Shredderleichtfraktion aus AltautoShredder			Shredder aus Altauto (50 %), Industrie- abfall und Sperrmüll		Hausmüll
		MW	MIN	MAX	Grob- fraktion	Leicht- fraktion	
Feuchte	Masse %	6,7	0,1	18	3,6		2–8
Ascheg- ehalt	Masse %	52,7	25	80	39	73	15–25
Heizwert (Hu)	MJ/kg	13	7	26	13,4	5,1	8–12
C	Masse %	32,6	20	47			
Cl	Masse %	1,8	0,5	3	1,3	0,4	0,4–1
S	Masse %	0,6	0,1	1,4	0,53	0,6	0,1–0,4
Al	mg/kg	20.000	10.000	25.000			7.500– 11.800
As	mg/kg	28,5	20	35			
Cd	mg/kg	61,2	40	80	56	75	4,9–14
Co	mg/kg	100	25	160			
Cr	mg/kg	1.200	340	1.300			
Cu	mg/kg	11.400	3.300	30.000	35.000	4.300	240–600
Hg	mg/kg	2,1	1	3			0,8–3,6
Mg	mg/kg	8.700	8.000	10.000			
Ni	mg/kg	1.200	400	2.800			
Pb	mg/kg	5.100	300	14.000	2.600	6.250	400–1.000
Zn	mg/kg	9.000	2.000	13.000	10.800	36.500	600–2000
PCB	mg/kg	9,7	5	14			
KW	mg/kg	16,3	10	28	60		< 1
PCDD/F	ng teq/kg				100		20–70

MW = Mittelwert, MIN = Minimumwert, MAX = Maximalwert

Mit einem Kohlenstoffanteil von über 30 % ist die Behandlung der Shredderleichtfraktion vor der Deponierung notwendig. Durch die mangelnde biologische Abbau-

barkeit der im Fahrzeug verwendeten Kunststoffe ist eine biologische Behandlung ausgeschlossen. Eine Mitverbrennung mit Siedlungsabfällen wird seit Jahren in der Schweiz praktiziert. Wegen der Erhöhung der Schwermetallgehalte in den Rückständen/Abfällen der Verbrennung wurde der Anteil der Shredderleichtfraktion am Input der Siedlungsabfallverbrennungsanlagen aber mit 5 % limitiert. Für Ende 2007 ist in der Schweiz die Inbetriebnahme einer RESHMENT-Verbrennungsanlage, in der die Shredderleichtfraktion und Flugaschen aus der Abfallverbrennung behandelt werden, geplant (EUWID 2005). Das dort angewandte Verfahren wird auf die Wiedergewinnung der Metalle und die Inertisierung der nicht wiedergewinnbaren Anteile in einer Glasschmelze optimiert.

Im Juni 2005 wurde mit dem Bau einer mechanischen Shredderaufbereitungsanlage in Enns in Oberösterreich nach dem VW-SiCon-Verfahren begonnen (AMT DER OBERÖSTERREICHISCHEN LANDESREGIERUNG, UMWELTRECHTSABTEILUNG 2004, PLASTICKER-NEWS 2005). Jedoch liegen auch für dieses Verfahren noch keine langjährigen großtechnischen Erfahrungen vor.

Eine Übersicht über die in Europa in Entwicklung befindlichen mechanischen bzw. thermischen Behandlungsverfahren der Shredderleichtfraktion ist in Tabelle 32 wiedergegeben.

Tabelle 32: Stand der Behandlungsverfahren für die Shredderleichtfraktion (SLF) in Europa (AST 2005f).

Firma/Standort	Technologie/Ziel der Aufbereitungsanlage	Planung/Betrieb-/Kapazität	Aufbereitungs-kosten in €/t
LSD GmbH, Eppingen, Deutschland	Trockenmechanisches Aufbereitungsverfahren (WESA-SLF-Verfahren); Gewinnung von Metall sowie organikhaltiger, heizwertreicher Fraktion	Pilotanlage in Betrieb seit 1999, Durchsatz 4 t/h SLF (nur für Eigengebrauch)	70
Scholz AG, Espenhain, Deutschland	Kombination von 2 Anlagen: Siebklassierung zur Aufbereitung von SLF und Shredderschwerfraktion (SSF), Schwergut, Leichtgut und Mineralfraktion	Inbetriebnahme 2005, Durchsatz 20 t/h (SSF+SLF)	
SVZ Sekundärrohstoff-Verwertungszentrum Schwarze Pumpe, Cottbus, Deutschland	Vergasung	Durchsatz von 150.000 t/a SLF, Insolvenzverfahren, weiterer Betrieb unsicher	> 100
Volkswagen AG, Salzgitter, Deutschland	VW-SiCon-Prozess: Fe- und NE-Metalle, Rohrgranulat, Flusen- und Sandfraktion	Baubeginn in Enns 2005, 70.000 t/a	> 100
Cometsambre, Belgien	Zerlegung der SLF in 5 Produkte: Fe- u. NE-Metall, Kunststoffmischfraktion, Flusenfraktion (Organik), Mineralfraktion	Betrieb seit 2002, Durchsatz 35 t/h SLF	30
Salyp, Belgien	Abtrennung von Schaumstoffen ü. einer Kunststoffmischfraktion; Einsatz einer sensorgeschützten Sortiermaschine zur Abtrennung von Metallen und Holz (etwa 70 % der	Pilotanlage, 2 t/h SLF	

SLF stofflich verwertet)			
Galloo Metal, Frankreich und Belgien	SRTL-Verfahren (Shredder Residues Treatment Line)	In Betrieb, Durchsatz von 3 Anlagen insgesamt 260.000 t/a SLF	25
Pyro Arc Prozess, Norwegen	Pyrolyse und Plasmaofen	Pilotanlage seit 1995	50-230
Reshment Prozess, Schweiz	Mechanische Vorbehandlung und thermische Nachbehandlung (CONTOP-Schmelzzyklon)	Planungsphase, Inbetriebnahme voraussichtlich 2007	100-120
Citron, Le Havre, Frankreich	Oxyreducer-Verfahren zur thermischen Behandlung von schwermetallhaltigen Abfällen	In Betrieb seit 1999, 130.000 t/a	120

B.3 Probleme bei der Abfallbehandlung

B.3.1 Probleme bei der Deponierung

Die größten Probleme, denen man bei der Beseitigung von Abfällen gegenübersteht sind:

- Die Möglichkeit, dass durch Reaktionen auf der Deponie Schadstoffe mobilisiert werden.
- Die Verbreitung von neuen Materialien und Chemikalien, deren langfristiges Verhalten im Deponiekörper noch ungeklärt ist.
- Die Langlebigkeit und das große Bioakkumulationspotenzial mancher hochgiftiger xenobiotischer Verbindungen.
- Das langfristige chemische und physikalische Verhalten von Abfall in zum Teil unbekannter Zusammensetzung bei der Lagerung über Jahrzehnte und Jahrhunderte hinweg.

Aus Deponien können Gefahrstoffe über kurze (1–10 Jahre), mittlere (10–100 Jahre) und lange Zeiträume (100–10.000 Jahre) an die Umwelt abgegeben werden (UMWELTBUNDESAMT 2001). Durch den Abbau von Kohlenstoffverbindungen kommt es zur Bildung von Säuren, die den pH-Wert einer Deponie senken und damit Schwermetalle in Lösung bringen. Auch allenfalls vorhandenen Komplexbildner können die Schwermetalle mobilisieren und somit das Grundwasser bedrohen.

Bedingt durch die hohe Verdichtung des Abfalls auf Deponien, finden Abbauprozesse dort vorwiegend unter anaeroben Bedingungen statt. Der anaerobe Abbauprozess kann in 5 Phasen unterteilt werden (siehe Abbildung 38):

1. Phase I = Hydrolysephase: Leicht abbaubare organische Bestandteile (Fette, Proteine, Kohlehydrate – siehe Tabelle 33) werden durch Einwirkung fermentativer Bakterien in langkettige Fettsäuren, Glycerin, Zucker und Aminosäuren zerlegt. Gleichzeitig werden leicht lösliche Salze (Chloride, Sulfate) ausgewaschen (siehe Abbildung 39).
2. Phase II = Phase der Versäuerung (acidogene und acetogene Stufe): Aus den langkettigen Fettsäuren und anderen biogenen Stoffen (wie Cellulose) entstehen mit Hilfe acetogener Bakterien direkt oder über Zwischenprodukte (organische Säuren, Zucker, Alkohole) Essigsäure, Kohlendioxid und Wasserstoff. Durch die gebildeten Säuren sinkt der pH-Wert auf 5,5 (siehe

Abbildung 39). Da die Löslichkeit vieler Schwermetalle mit sinkendem pH-Wert stark ansteigt (siehe Abbildung 40), werden sie in dieser Phase aus dem Deponiekörper herausgelöst und gelangen ins Deponiesickerwasser (siehe Abbildung 39 und Tabelle 34). Es wurde festgestellt, dass durch diesen Vorgang bis zu 60 % der in Hausmülldeponien verfügbaren Schwermetalle mobilisiert werden können (siehe Tabelle 35).

3. Phase III = Startphase der Methanbildung (methanogene Stufe): Aus den gebildeten organischen Säuren und den kurzkettigen Kohlenwasserstoffen beginnt sich unter Einwirkung methanogener Bakterien Methan zu bilden. Da sich die methanogenen Bakterien bei niedrigem pH-Wert nur langsam vermehren, läuft diese Phase langsam an. Durch den Abbau der organischen Säuren und die Freisetzung des gebildeten CO₂ steigt der pH-Wert wieder an, wodurch sich die Vermehrungsrate der methanogenen Bakterien und damit die Methanbildung beschleunigt (siehe Abbildung 39). Durch den ansteigenden pH-Wert sinkt die Löslichkeit der Metallionen, entstehende Huminstoffe binden zusätzlich Schwermetalle an organische Oberflächen. Der im Ausgangsmaterial enthaltene Schwefel wird zu Sulfid reduziert, welches in weiterer Folge schwer lösliche Metallsulfide bildet. Aus diesen Gründen ist in der Methanphase im Deponiesickerwasser eine deutlich geringere Metallionenkonzentration zu finden als in der sauren Phase (siehe Tabelle 34).
4. Phase IV = Stabile Methanphase: Der Abbau der organischen Substanzen zu Methan erfolgt über einen Zeitraum von 1 bis 2 Jahrzehnten unter stabilen Bedingungen. Im Deponiegas befinden sich neben Methan, das mit mehr als 50 % den Hauptanteil ausmacht, CO₂, Schwefelwasserstoff, Mercaptane und Spuren diverser flüchtiger Substanzen.
5. Phase V = Huminphase: Für diese Phase ist ein Rückgang der biologischen Aktivität und somit der Gasproduktion charakteristisch. Im Deponiekörper sind von den biogenen Stoffen nur mehr schwer abbaubare organische Substanzen (hauptsächlich Huminstoffe und Lignin) vorhanden. Durch eine allmähliche Intrusion von Luftsauerstoff kommt es allmählich zur Etablierung oxidierender Verhältnisse. Durch Oxidation des verbliebenen organischen Materials werden an dieses gebundene Schwermetalle freigesetzt. Desgleichen werden die immobilisierten Metallsulfide oxidiert. Zusätzlich senken die bei der Oxidation entstehenden Säuren den pH-Wert. Dies führt zu einer Remobilisierung der wichtigsten Schwermetalle (siehe Abbildung 39).
Eine Extrapolation der CSB-Werte von Deponiesickerwasser aus abgeschlossenen Deponien (siehe Abbildung 41) deutet darauf hin, dass die Dauer der Huminphase einige hundert Jahre beträgt.

Insgesamt führt die Mischung aus leicht und schwer abbaubaren organischen Substanzen und Schwermetallen zu einem hohen Umweltgefährdungspotenzial. Insbesondere die Remobilisierung der Schwermetallionen in der Huminphase lässt eine Überwachung und Betreuung von Deponien über 20 Jahre nach Stilllegung hinaus als notwendig erscheinen. Es ist jedoch ungeklärt, über wie viele Jahrzehnte eine solche Nachbetreuung notwendig ist. Deshalb wurden auch in der österreichischen Deponieverordnung (DEPONIEVERORDNUNG 1996) der Kohlenstoffgehalt von deponiefähigen Abfällen auf 5 % limitiert und Grenzwerte für den Schwermetallgehalt festgelegt. Als Konsequenz müssen nun die meisten Abfälle, die biologisch abbaubare Fraktionen beinhalten bzw. einen Heizwert > 6,6 MJ/kg aufweisen, in



aufweisen, in Mechanisch-Biologischen-Anlagen (MBA) oder in Müllverbrennungsanlagen (MVA) behandelt werden.

Tabelle 33: Prozentuelle Zusammensetzung von Restmüll (UMWELTBUNDESAMT 2001).

Stoffgruppe/Fraktion	Anteil in % des Feststoffes
Kohlehydrate	9
Proteine	3
Fette, Harze, Wachse	2
Lignin	6
Cellulose	16
Hemicellulose	7
Papierhilfsmittel (org. + anorg.)	8
Kunststoffe	18
Kunststoffadditive (anorg.)	3
Metall	10
Mineralische Bestandteile	13
Asche	4
Problemstoffe	1
Summe	100

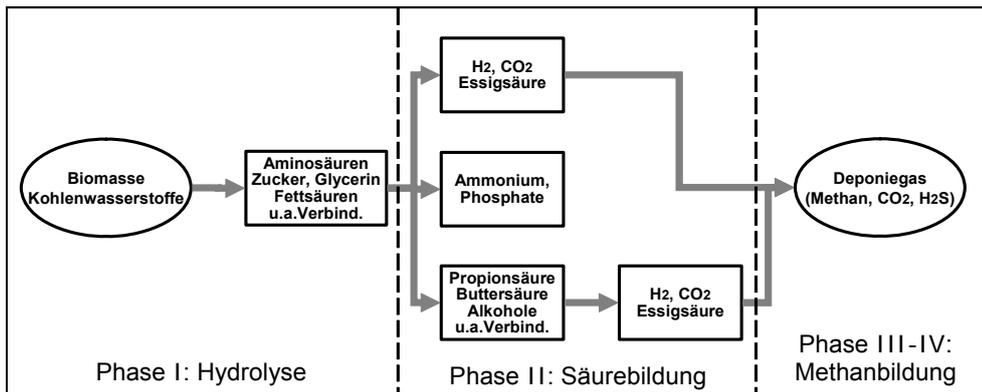


Abbildung 38: Phasen des anaeroben Abbauprozesses von Abfall in einer Hausmülldeponie.

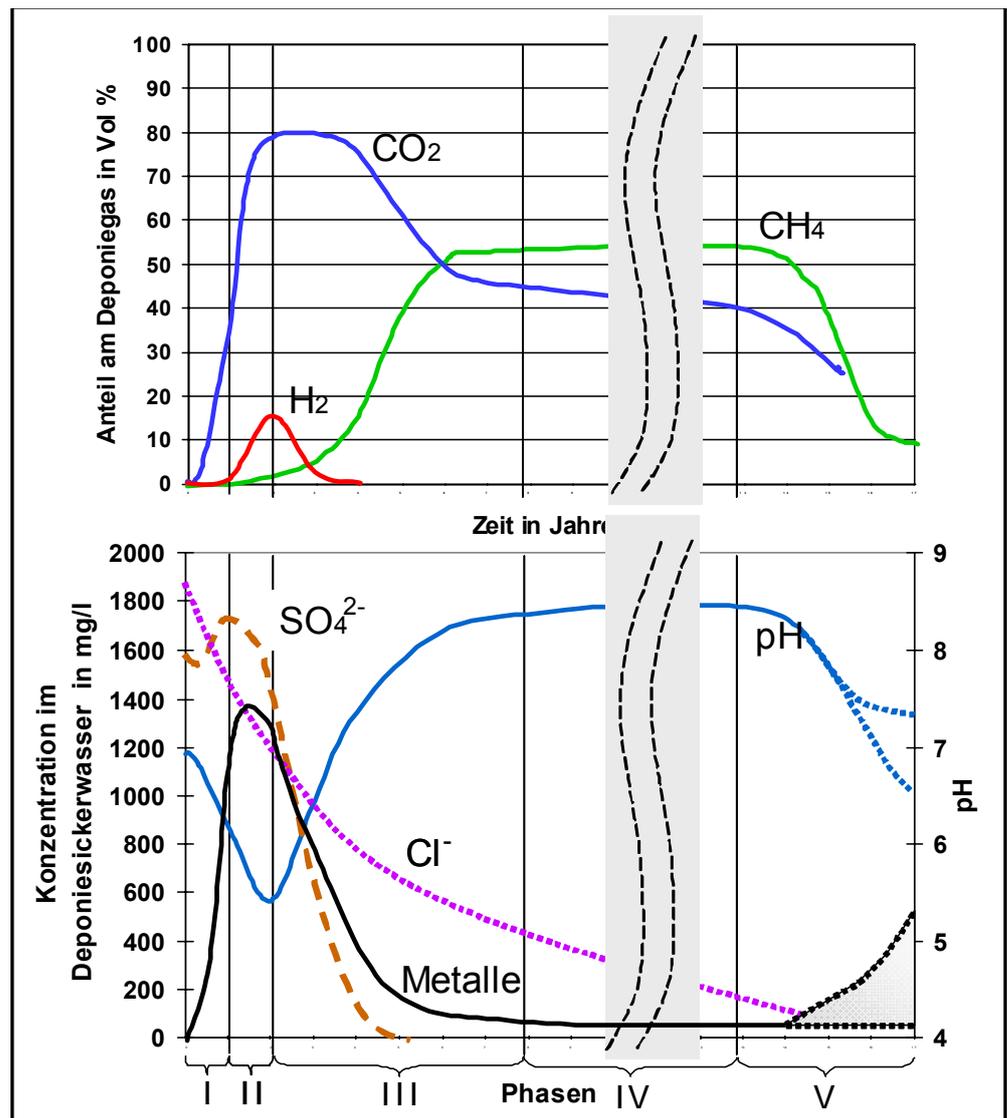


Abbildung 39: Nach Phasen des anaeroben Abbauprozesses aufgeschlüsselte Zusammensetzung von Deponiegas und -sickerwasser.

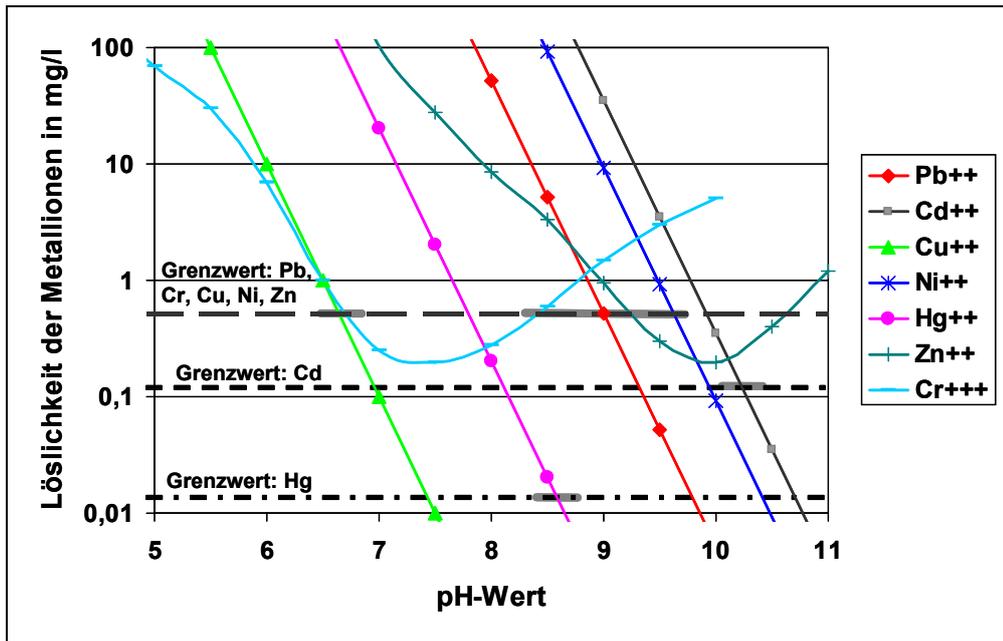


Abbildung 40: Löslichkeit von Metallionen in Abhängigkeit vom pH-Wert (WEISSENBACH 1999, SEEL 1973).

Tabelle 34: Konzentrationen ausgewählter Stoffe im Deponiesickerwasser sowie die erlaubten Grenzwerte dieser Stoffe für die Einleitung in Fließgewässer gemäß AEV-Deponiesickerwasser in mg/l (UMWELTBUNDESAMT 2001, AEV DEPONIESICKERWASSER 2003).

Parameter	Messwert				BELEVI& BACCINI (1989), BILITEWSKI et al. (2000)	GRENZWERT AEV-DEPONIE-SICKERWASSER
	Saure Phase II		Methanphase IV			
	Mittelwert	Extremwert	Mittelwert	Extremwert		
pH-Wert	6,1	5,5	8	8,5		6,5-8,5
TOC					750	20
BSB ₅	13.000	30.425	180	383		10
CSB	22.000	38.100	3.000	4.340		50
Arsen						0,1
Blei					0,087	0,5
Cadmium					0,005	0,1
Chrom					0,275	0,5
Eisen	925	2.120	15	29,3		–
Kupfer					0,1	0,5
Mangan	24	65,5	0,65	1,73		–
Nickel					0,166	0,5
Quecksilber					0,0002–0,06	0,01
Zink	5,6	68,4	0,64	3,78	0,64	0,5
Ammonium						10
Chlor					1.900	
Gebundener Stickstoff					1.200	50
Sulfid						0,5
Sulfat	–	1.745	–	884	–	–

Tabelle 35: Stoffkonzentration in Rest- und Hausmüll (UMWELTBUNDESAMT 2001).

	FEHRINGER et al. (1997) Stoffkonzentration in mg/kgTS	BELEVI & BACCINI (1989)		BUWAL (1995) Verfügbar bei Deponiebedin- gungen in %
		Stoffkonzentration in mg/kgTS	Mobilisierbar durch 4 Extraktionen (pH > 7) in %	
Blei	810	400	0,33	1
Cadmium	11	11	0,14	66
Eisen		50.000	0,06	
Kupfer		400	1,0	
Quecksilber	1,8			60
Zink	1.100	1.200	4,7	68
Chlor	8.700	7.200	17,4	100
Kohlenstoff	360.000	290.000	1,6	
Phosphor		1.000	1,9	
Schwefel	4.000			100
Stickstoff	7.000	4.000	6,4	100
Wasser	270.000			

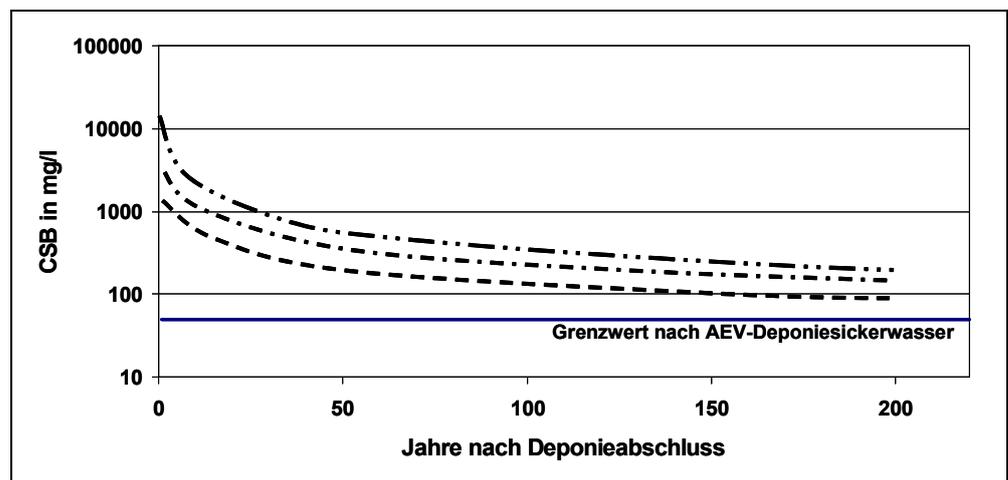


Abbildung 41: Extrapolation des CSB dreier Deponien (BILITEWSKI et al. 2000).

Zusammenfassend kann festgestellt werden, dass zu den wichtigsten Auswirkungen von Abfalldeponien zählen:

- Die Geruchsbelastungen durch die Emission von Mercaptanen und anderen Schwefelverbindungen;
- die Emission von Treibhausgasen, wie CO₂ und vor allem Methan (EK 2003a). (So trugen in der EU im Jahr 1990 die Abfälle 32 % zur gesamten Methanemission bei. Methan hat als Treibhausgas eine 21-mal stärkere Wirkung als CO₂. Von 1990 bis 2000 wurde ein weiterer Anstieg der Methanemissionen aus der Abfallbeseitigung von 10 % in der EU verzeichnet (VANCINI 2000). Im Jahr 2001 betrug der Anteil der Abfälle an der gesamten Methanemission Österreichs 50,9 %);
- die Auswaschungen und Emissionen von Gefahrstoffen, wie organischen Kohlenstoffverbindungen, anorganischen Salzen und Schwermetallen (UMWELTBUNDESAMT 2001);
- unkontrollierte chemische Reaktionen, die zu explosiven Gasgemischen führen.



Aus Sicht der Abfallvermeidung sollte danach getrachtet werden, dass möglichst wenige Schwermetalle, Chloride, Fluoride, Schwefelverbindungen und organische Substanzen in den Abfall kommen sollten.

B.3.2 Probleme bei der Abfallverbrennung

Abfallverbrennungsanlagen können Gesundheits- und Umweltschäden bewirken durch

- die Emission von Feststoffpartikeln (PM10), von SO₂ und NO_x (EK 2003a),
- die Emission von Dioxinen und anderen Chlorverbindungen,
- die Emission von Schwermetallen.

Unter Anwendung geeigneter Rauchgas- und Wasserreinigungsverfahren wird die Emission von Gefahrstoffen in die Luft und in das Abwasser minimiert (siehe Tabelle 36). Durch geeignete Betriebsführung der Abfallverbrennung werden gefährliche organische Substanzen zerstört sowie schädliche Metalle in der Grob- asche gebunden (siehe Tabelle 37). Jedoch können sich Schwermetalle mit relativ niedrigem Siedepunkt, wie zum Beispiel Quecksilber, in der Flugasche anreichern (siehe Tabelle 37) und zu einem gewissen Teil in die Umwelt gelangen (siehe Tabelle 38). Deshalb ist es notwendig, die Konzentration dieser flüchtigen Schwermetalle (Arsen, Blei, Cadmium, Quecksilber, Blei) im Abfall möglichst gering zu halten.

Metalle, die bei hohem pH-Wert löslich sind – wie zum Beispiel Aluminium (siehe Tabelle 37) – können aus der deponierten Asche ausgewaschen werden bzw. Wasserstoff bilden und damit die Stabilität des Deponiekörpers gefährden. Deshalb sollten auch diese Metalle im Abfall vermieden werden,

Gegenüber der Zusammensetzung der Erdkruste sind die Metalle in den Abfallverbrennungsaschen angereichert (siehe Tabelle 37). Dies ist gewollt, da Verbrennungsaschen als sichere Senken für diese Metalle angesehen werden. Andererseits bietet die Anreicherung aber auch die Chance, diese Metalle, bei entsprechender Nachfrage zu recyceln.



Tabelle 36: Emissionsgrenzwerte für die Abfallverbrennungsanlagen und tatsächliche Emissionen der MVA-Spittelau (PARZEFALL 2001, LÖSCHAU & THOME-KOZMIENSKY 2004).

	Grenzwert nach Abfallverbrennungsverordnung (AVV 2002) in mg/m ³				Gemessene Emissionskonzentrationen in der MVA-Spittelau in mg/m ³			
	Halbstunden-MW	Tages-MW	MW über einen Zeitraum von 0,5 bis 8 h	MW über einen Zeitraum von 6 bis 8 h	Halbstunden-MW	Einzelmessungen (1992)	Maximaler Halbstunden-MW 2002	Jahres-MW 2002
Staub	10	10					10,1	0,7
organische Gase/Dämpfe (als organisch gebundener Kohlenstoff)	10	10					39,7	0,7
Chlorwasserstoff (HCl)	10	10			2,1		4	1,2
Fluorwasserstoff (HF)	0,7	0,5						
Schwefeldioxid (SO ₂)	50	50			3,1		38,8	1,4
Stickstoffoxide (NO, NO ₂) angegeben als NO ₂								
Nennkapazität < 2 tAbfall/h	300	200						
Nennkapazität 2–6 tAbfall/h	200	150						
Nennkapazität > 6 tAbfall/h	100	70			25		96,9	17,6
Kohlenstoffmonoxid (CO)	100	50			30,6		75,9	21,4
Quecksilber(verbindungen) als Hg	0,05	0,05				0,004		
Cadmium(verbindungen) als Cd			0,05			0,001		
Thallium(verbindungen) als Tl			0,05					
Summe Antimon, Arsen, Blei, Chrom, Kobalt, Kupfer, Mangan, Nickel, Vanadium, Zinn(verbindungen)			0,5					
Blei						0,011		
Chrom						0,057		
Zink						0,001		
Ammoniak (NH ₃)			5					
Dioxine und Furane				0,0001		5E-08		

MW = Mittelwert



Tabelle 37: Zusammensetzung von Grobasche und Flugasche und deren Eluate aus der MVA-Spittelau (Betriebsleitung MVA-Spittelau pers. Mitt. 2004), Erdkrustenzusammensetzung aus: (BRUNNER & RECHBERGER 2004).

	Grobasche		Flugasche (Elektrofilter)			
	Feststoff	Eluat	Feststoff		Eluat	
	mg/kg	Anreicherung gegenüber Erdkruste	mg/kg	mg/kg	Anreicherung gegenüber Erdkruste	mg/kg
Aluminium gesamt	36.333		1.400	47.200		1,5
Antimon	39,3	197	0,16	757	3.783	0,2
Arsen	5,83	3	0,05	21,3	12	0,06
Barium	1.140		10	960		4,1
Beryllium	1,00		0,1			0,2
Blei	452	35	2,2	3.738	288	273
Bor	111		0,18	132		0,7
Cadmium	4,50	30	0,1	231	1.540	0,6
Chrom	131	1	0,1	194	2	0,2
Chrom VI			0,05			0,05
Eisen gesamt	36.533		0,13	11.900		2,2
Kalium				11.900		
Kobalt	18		0,10	20,7		0,2
Kupfer	2.680	54	2,88	821	16	0,6
Mangan	603	1		656	1	0,8
Nickel	84	1		59	1	0,2
Quecksilber	0,19	10		18	875	0,04
Silber	20,17	288		43	610	0,2
Vanadium	29,67			28		0,2
Zink	1.980	28	1,23	13.700	196	89
Zinn	108	43		749	299	0,2
Ammonium			6,0			7,0
Chlor/Chlorid			3.306			98.573
Fluor/Fluorid						47
Sulfat			700			28.063
pH-Wert			11,6			12,4
Leitfähigkeit in mS/m			257			3.780
Abdampfrückstand in mg/kg			20.033			
Glühverlust in mg/kg	1,33					
BTX in mg/kg				2.300		
EOX in mg Cl/kg						0,1
POX in mg Cl/kg						0,1
Σ Kohlenwasserstoffe in mg/kg	33,33			113		4
Phenol in mg/kg			1,1			0,5

Tabelle 38: Transferkoeffizienten Feuchtschubstanz für die konventionelle Rostfeuerung in % (Transferkoeffizienten beschreiben die Aufteilung der Güter und Stoffe des Inputs auf die Outputströme) (UMWELTBUNDESAMT 2001).

Inputparameter	Transferkoeffizient in den Outputstrom				
	Eisenschrott	Asche	Filter-rückstände	Abwasser	gasförmige Emissionen
Gut/Abfall	2,80	25,50	0,20	0,20	71,30
C	0,01	1,45	0,20	0,34	98,00
N	0,01	1,45	0,20	0,34	98,00
S		86,00	6,00	8,00	
Cl		46,00		54,00	
Cd		99,50	0,40	0,02	0,08
Hg		46,00	50,00		4,00
Pb		99,90	0,10		
Zn		99,88	0,10		0,02

Bedenklich für die Abfallverbrennung ist auch eine hohe Konzentration an Chlor/Chloriden im Abfall (siehe Tabelle 37), da diese Verbindungen sowohl die Aschenqualität für die Deponierung verschlechtern als auch die Korrosion der Bauteile der Abfallverbrennungsanlage beschleunigen. Ein wichtiger Kostenfaktor bei der thermischen Abfallbehandlung sind die durch Korrosion bedingten Aufwendungen für Wartungsarbeiten und Stillstandszeiten (BENDIX et al. 2005). Die Korrosion wird durch den chemischen Angriff des Abgases und durch Aschepartikel des Verbrennungsofens verursacht. Funktionsbeeinträchtigende Korrosion wird in modernen Abfallverbrennungsanlagen vor allem oberhalb der Feuerungsfestzustellung, am Übertritt vom ersten in den zweiten Zug und an den Kesselrohren festgestellt (siehe Abbildung 42). Zusätzlich werden die Anlagen durch Erosion (Abrieb, verursacht durch abrasive Feststoffpartikel) beansprucht. Folgende Arten der Korrosion können in Abfallverbrennungsanlagen auftreten:

- Hochtemperaturkorrosion durch Zunderprozesse;
- Inizialkorrosion: Bevor sich eine schützende Oxidschicht auf den Eisenoberflächen gebildet hat, können dort Chloride angreifen. Diese Korrosion findet beim Anfahren der Abfallverbrennungsanlage statt, aber auch immer dann, wenn durch mechanischen Abrieb die schützende Oxidschicht abgenutzt wurde;
- Sauerstoffdefizit-Korrosion: In Kesselbereichen, in denen ein Sauerstoffmangel auftritt, wird die schützende Oxidschicht auf den Eisenoberflächen abgebaut. Mit dem Chlorid des Rauchgases kann sich an diesen Stellen flüchtiges FeCl_2 bilden und das Eisen nach und nach abtragen;
- Chlorid-Hochtemperaturkorrosion: Bei Temperaturen über 700 °C kann aus Salzen das Chlorid freigesetzt werden, indem es durch Sulfat ersetzt wird. Das freigesetzte Chlorid kann selbst beständige Metallhydroxidschichten ($\text{Fe}(\text{OH})_3$) angreifen;
- Korrosion durch Salzschnmelzen: Chlorid und Sulfatsalze können mit den Kesselmaterialien Eutektika bilden und sie zum Schmelzen bringen;
- Elektrochemische Korrosion: Der Kessel kann aus verschiedenen Metallen aufgebaut sein. Durch Wasser- oder Schwefelsäurefilme oder eine Salzschnmelze können leitende Brücken zwischen den Metallen gebildet werden. Das „unedlere“ Metall wird dadurch aufgelöst;



- Stillstandskorrosion: Durch den hohen CaCl_2 -Gehalt sind die Ablagerungen im Kessel hygroskopisch. Die entstehende Salzlösung ist ein wirksames Korrosionsmittel;
- Taupunktkorrosion: Wenn die Temperatur unter den Säuretaupunkt absinkt, kommt es zur nass-chemischen Korrosion von kalten Oberflächen.

Als Hauptursache für die Korrosion wurden alkali- und schwermetallhaltige eutektische chloridische/sulfatische Salzschnmelzen identifiziert, deren Bestandteile aus dem Brennstoffabfall stammen (BENDIX et al.2005).

Moderne Anlagen können in der Feuerung und der Rauchgasreinigung so flexibel betrieben werden, dass jahreszeitliche Schwankungen des Heizwertes zwischen 8,5 MJ/kg und 14,6 MJ/kg und der Chlorgehalte in den Rauchgasen zwischen 800 und 1.600 mg/m³ beherrscht werden können. Innerhalb der letzten 25 Jahre ist aber der Jahresdurchschnittswert für den Heizwert von 8 MJ/kg auf 11 MJ/kg und auch der Gehalt an Chlorwasserstoff in den Verbrennungsgasen gestiegen, während die Konzentration an Schwefeldioxid deutlich zurückgegangen ist. Um die Bildung von Dioxinen zu vermeiden und die Ausbeute an verwertbarer Energie zu erhöhen, werden heute höhere Verbrennungstemperaturen angestrebt als früher. All diese Faktoren tragen zu einer Erhöhung der Korrosionsbelastung bei. Die chloridischen/sulfatischen Salzschnmelzen wirken ab der Schmelztemperatur von etwa 240 °C korrosiv, so dass höhere Feuerungstemperaturen dazu beitragen, dass eine größere Fläche des Kessels der korrosiven Wirkung der Salzschnmelze ausgesetzt ist. Ein geringerer Schwefeldioxidgehalt verringert die Ausbildung von schützenden Sulfatsalzen (BENDIX et al.2005).

Vom thermodynamischen Standpunkt ist Korrosion nicht zu verhindern. Sie kann durch bauliche und betriebliche Maßnahmen jedoch verringert werden (EUROPEAN IPPC BUREAU 2003), aber auch dadurch, dass weniger an abrasiven Stoffen (Schleifmittel) und weniger an korrosiven Stoffen (Chlorid, Schwefelverbindungen) mit dem Abfall in die Verbrennung gelangen.

Weitere Probleme, die bei der Abfallverbrennung auftreten können sind:

- Schwierigkeiten, Fluor bzw. Fluoride quantitativ aus Abluft und Abwasser abzutrennen;
- Der Verbleib wesentlicher Mengen von Schwefel und Chlor ist oft nicht eindeutig bilanzierbar;
- Die Verbrennung von Plastikflaschen kann zu Aerosol- und Feststoffpartikelemission führen (EK 2003a);
- Manche Stoffe bilden Aschen, die schon bei relativ niedrigen Temperaturen verglasen und den Rost angreifen. Ein Beispiel dafür ist Stroh, deren Asche durch ihren hohen Schwefel- und Chlorgehalt bereits bei relativ niedrigen Temperaturen erweicht (siehe Tabelle 39). Das im Stroh enthaltene Chlor korrodiert auch die Kesselwände. Zusätzlich bilden sich Ablagerungen an Kalium- und Magnesiumoxid;
- Abfälle mit hohen Stickstoffgehalten verursachen die Bildung von Stickoxiden im Rauchgas. Diese müssen durch eine Rauchgasentstickungsanlage wieder zerstört werden;
- Bei der gleichzeitigen Verbrennung von aromatischen Kohlenwasserstoffen und Halogenen (Fluor, Chlor, Brom) können auch schon in geringsten Konzentrationen giftige Dioxine entstehen.

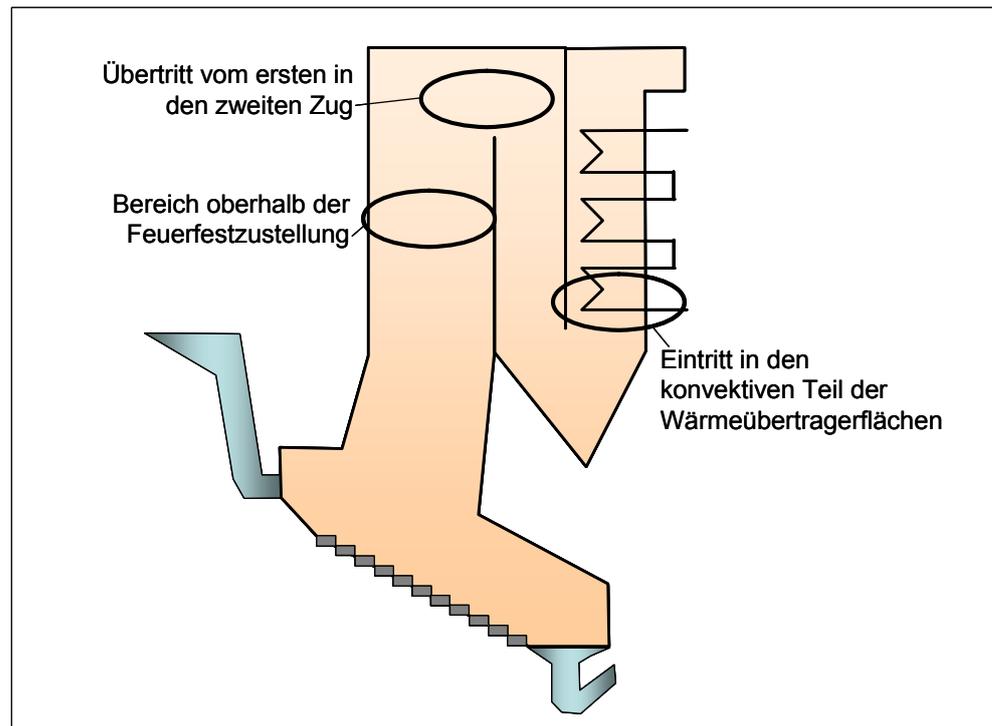


Abbildung 42: Hochtemperaturkorrosionszonen in einem Abfallverbrennungskessel (BENDIX et al.2005).

Tabelle 39: Eigenschaften von Stroh im Vergleich zu Holz bei der Verbrennung.

	Heizwert in MJ/kg	Ascheerweichung bei °C	Bestandteile in g/GJ			
			Asche	Schwefel	Stickstoff	Chlor
Fichtenholz	18,7	1.260	200	11	107	5
Stroh	17,5	930	2.600	57	229	194

Epidemiologische Studien haben gezeigt, dass bei modernen Abfallverbrennungsanlagen kein erhöhtes Krebsrisiko besteht. Dennoch können unkontrollierte Emissionen von Dioxinen und Furanen, von Arsen, HCl, Quecksilber, Blei und Partikeln ein Gesundheits- und Umweltrisiko darstellen (ANONYMUS 1999).

Aus Sicht der Abfallverbrennung sollten besonders

- Schwermetalle (vor allem flüchtige Schwermetalle),
- Salze (vor allem Chloride und Fluoride),
- aromatische und halogenierte Kohlenstoffverbindungen,
- abrasive und aggressive Stoffe

im Abfall vermieden werden.

B.3.3 Probleme bei der Mechanisch-Biologischen Behandlung

In der Mechanisch-Biologischen-Abfallbehandlung (MBA) werden Abfälle sortiert und der im Abfall enthaltene Kohlenstoff durch Mikroorganismen, soweit aufschließbar, abgebaut. Der Verlauf des Abbauprozesses in der MBA ist mit jenem in der Deponie vergleichbar. Es werden jedoch Durchlüftung und Stickstoff/Kohlenstoffverhältnis so eingestellt, dass die Vorgänge innerhalb weniger Wochen ablaufen und nach ca. neun Wochen abgeschlossen sind (BILITEWSKI et al. 2000).

Im Abfall enthaltene flüchtige Substanzen gelangen in die Abluft und müssen dort abgetrennt werden.

Besonders störend sind Abfallbestandteile, die den biologischen Abbauprozess behindern oder die Mikroorganismen in ihrer Tätigkeit hemmen. Dazu gehören

- Schwermetalle,
- Säuren,
- organische Gifte (Pestizide, Aromate, halogenierte Kohlenstoffverbindungen).

B.4 Ressourcenverknappung

Zwischen 1960 und 1990 ist der Materialinput je erwirtschaftetem Euro (inflationbereinigt) in Deutschland um 42 % gefallen (FISCHER et al. o.J.). Dennoch wächst das Abfallaufkommen mit annähernd der gleichen Rate wie die Wirtschaft.

Wenngleich die meisten Rohstoffe für die nächsten Jahrzehnte in ausreichendem Maße verfügbar sind, werden zukünftige Generationen zunehmend mit der Verknappung von Rohstoffen und fossilen Energieträgern konfrontiert sein.

Die ökonomischen Reserven einer Reihe von Metallen könnten in ein bis vier Jahrzehnten erschöpft sein (siehe Abbildung 43). Auch wenn es dann noch weitere Reserven gibt, so wird der finanzielle, materielle und energetische Aufwand, sie zu nutzen, steigen. Die steigenden Preise für Altmetalle (siehe Abbildung 44) und Edelmetalle (siehe Abbildung 45) der letzten Jahre wurden vor allem durch erhöhte Nachfragen im boomenden China verursacht. Sie könnten Teil der für Metalle üblichen Preiszyklen sein, aber auch ein Zeichen einer beginnenden Verknappung (siehe Abbildung 46).

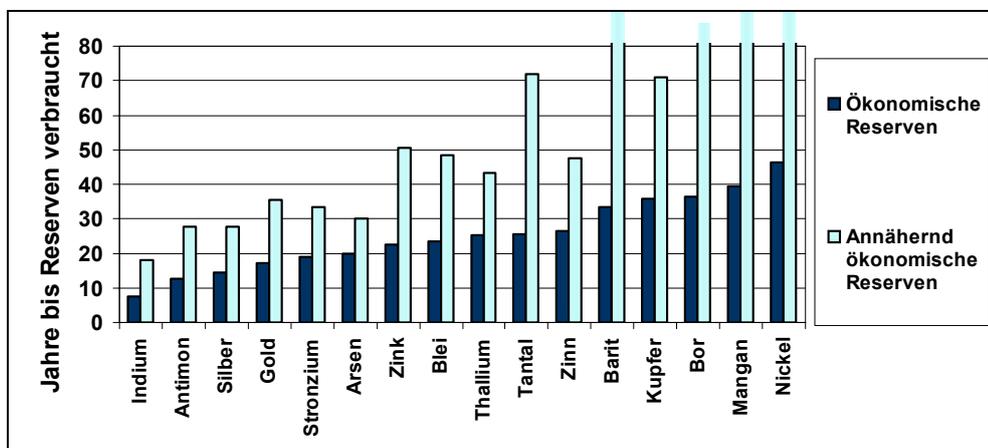


Abbildung 43: Reichweite der Metallreserven bei gegenwärtigem Ressourcenverbrauch (U.S.GEOLOGICAL SURVEY 2003).

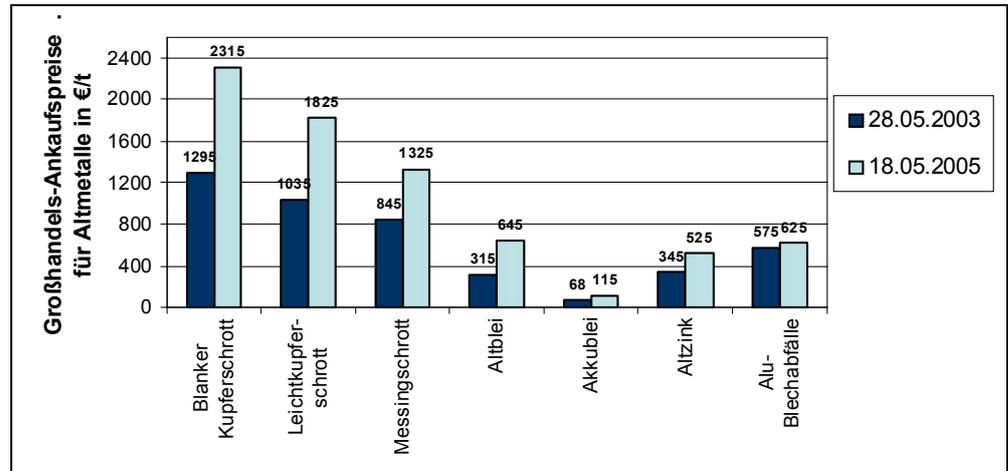


Abbildung 44: Anstieg der Preise für Altmetalle in der Periode von Mai 2003 bis Mai 2005 (EUWID 2005).

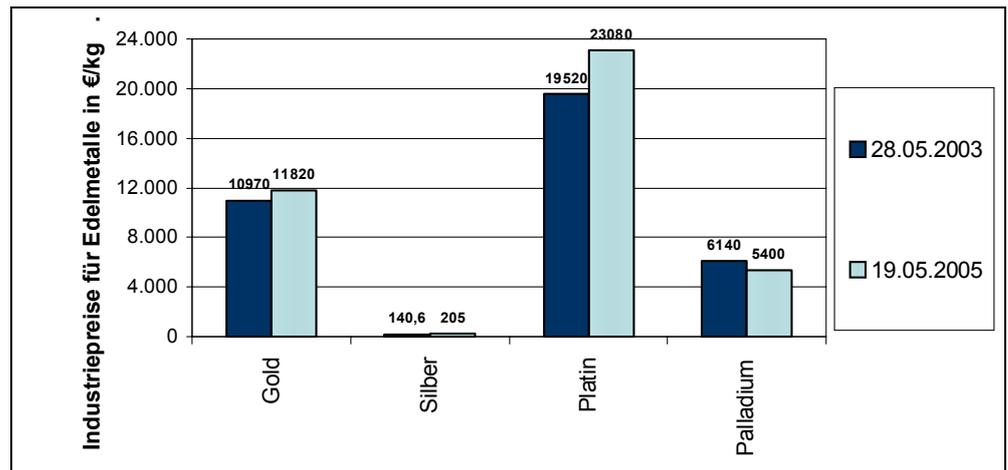


Abbildung 45: Veränderung der Preise für Edelmetalle in der Periode von Mai 2003 bis Mai 2005 (EUWID 2005).

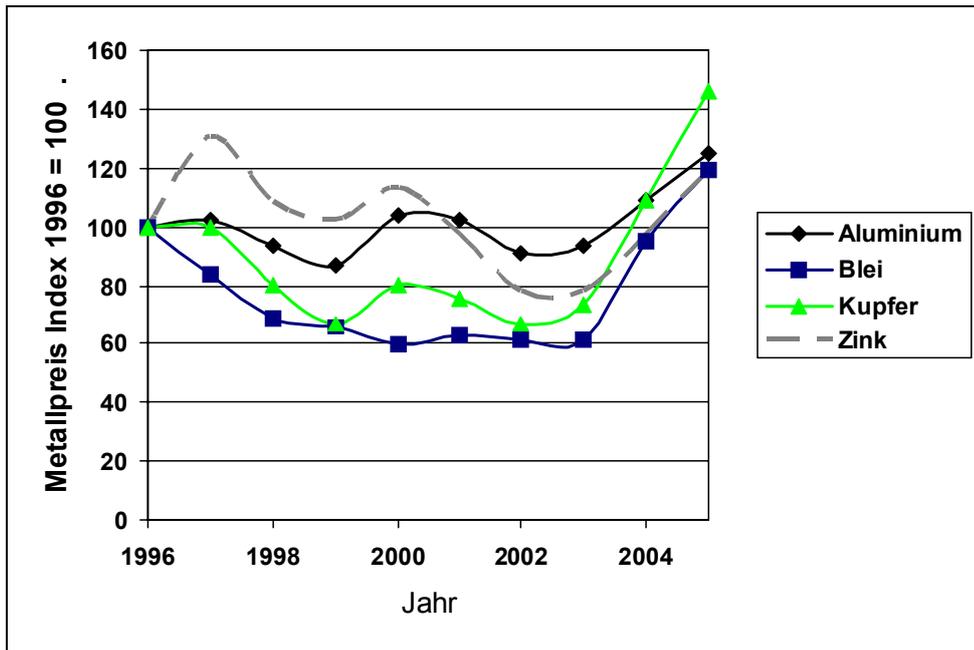


Abbildung 46: Entwicklung von Nichteisenmetallpreisen auf der Londoner Metal Exchange in den letzten Jahren (AST 2005a–e).

Im Jahr 1995 lag der Weltenergieverbrauch bei 379 EJ. Davon wurden 25 EJ durch Atomkraftwerke, 43 EJ oder 11,3 % durch die Verbrennung von Abfall und 307 EJ oder 81 % durch die Nutzung fossiler Brennstoffe bereitgestellt. Obwohl die Nutzung von Erneuerbaren zunimmt, wird der Anteil der fossilen Brennstoffe bis zum Jahr 2020 weiter steigen (IEA 1998).

Schätzungen über die Erdgasreserven liegen zwischen $140 \cdot 10^{12} \text{ m}^3$ (= 5.040 EJ) (EIA 1997, BP AMOCO 1999) und $272 \cdot 10^{12} \text{ m}^3$ (= 9.800 EJ) (IEA 1998), wobei in der höheren Zahl auch Reserven berücksichtigt sind, die aus heutiger Sicht nicht ökonomisch sind. Mit der gegenwärtigen Verbrauchsrate für Erdgas würden die $272 \cdot 10^{12} \text{ m}^3$ noch 128 Jahre ausreichen. Wenn man jedoch nur jene Reserven berücksichtigt, deren Förderung aus heutiger Sicht ökonomisch ist, und eine Verbrauchsrate zu Grunde legt, wie sie für das Jahr 2020 erwartet wird, wären die Erdgasvorräte bereits im Jahr 2035 erschöpft.

Die Erdölreserven scheinen einen ähnlichen Zeithorizont zu besitzen. Im Jahr 1998 lagen die gesicherten Reserven bei 5.800 EJ (IEA 1998). Die Schätzungen für endgültig verwertbare Reserven liegen zwischen $2,1 \cdot 10^{12}$ Barrel (10.500 EJ) und $2,8 \cdot 10^{12}$ Barrel (14.000 EJ) (EIA 1997). Bei der gegenwärtigen Verbrauchsrate und der höchsten Menge an Reserven reichen diese noch 122 Jahre. Die heute gesicherten Reserven würden bei einer Verbrauchsrate, wie sie für 2020 erwartet wird, noch bis zum Jahr 2080 ausreichen (NAKICENOVIC et al. 1998).

Die Weltreserven für Kohle werden auf 984 bis 1.036 Milliarden Tonnen geschätzt (EIA 1997). Das ist genug, um – bei jetzigem Verbrauchsniveau – die Welt für 220 Jahre mit Kohle zu versorgen. Wenn aber der gesamte Energiebedarf durch Kohle gedeckt werden müsste, wäre auch dieser Vorrat bereits nach 40 Jahren verbraucht.

Neben diesen konventionellen fossilen Brennstoffen gibt es noch andere – wie Ölschiefer oder Torf. Jener Brennstoff, der aber das größte Potenzial zu besitzen verspricht ist Methanhydrat. Methanhydrat ist ein Klatrat aus Methan und Eis, welches sich in 500 bis 800 m Meerestiefe an den Festlandschelfen bildet. Weltweit dürften Mengen an Methanhydrat vorhanden sein, die doppelt so viel Energie speichern wie alle Reserven an Erdöl, Erdgas und Kohle zusammen (SÜSS 1999). Es ist jedoch ungeklärt, ob dieser Energiespeicher jemals wirtschaftlich nutzbar sein wird.

Erdöl, Erdgas und Kohle sind nicht nur Brennstoffe. Sie sind auch die Ausgangsmaterialien eines Großteils der heute bekannten Kunststoffe. Eine frühzeitige Verknappung durch ineffiziente Ressourcennutzung könnte in wenigen Jahrzehnten eine völlige Umstellung der heutigen Kunststoffindustrie auf alternative Stoffe erzwingen.

Es ist zu erwarten, dass wir in den nächsten Jahrzehnten immer häufiger mit Verknappungen bei der Versorgung mit fossilen Energieträgern konfrontiert sein werden (siehe Abbildung 47). Im Gegensatz zum Auf und Ab der Energiepreise der letzten Jahre (siehe Abbildung 48), wird es in Zukunft wohl zu einem nachhaltigen Anstieg der Energiepreise kommen (siehe Abbildung 49).

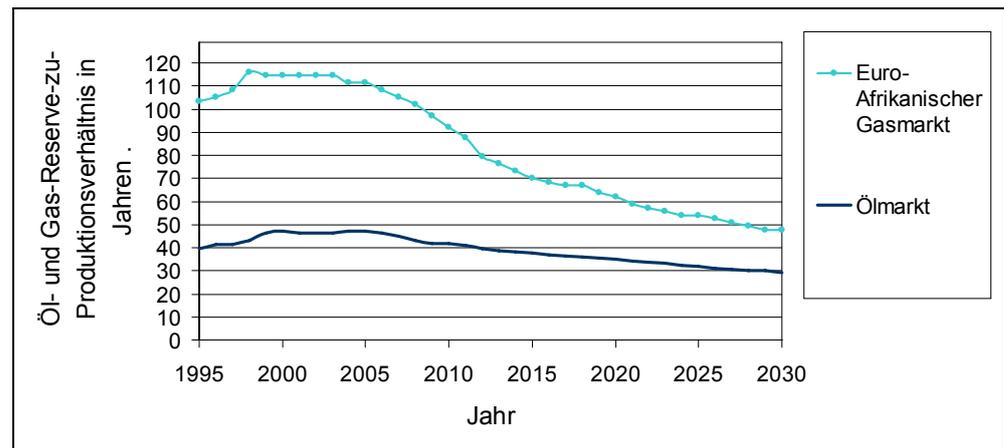


Abbildung 47: Reichweite der zum jeweiligen Zeitpunkt verfügbaren Reserven der Ressourcen Erdgas und Erdöl (EC 2003).

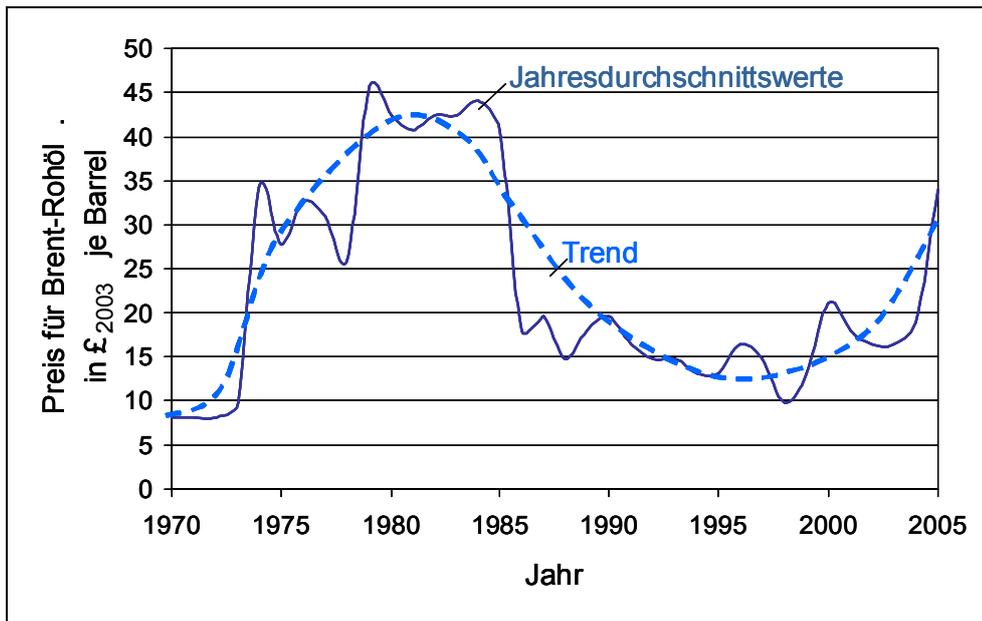


Abbildung 48: Entwicklung der Erdölpreise seit 1970 (UKOOA 2004).

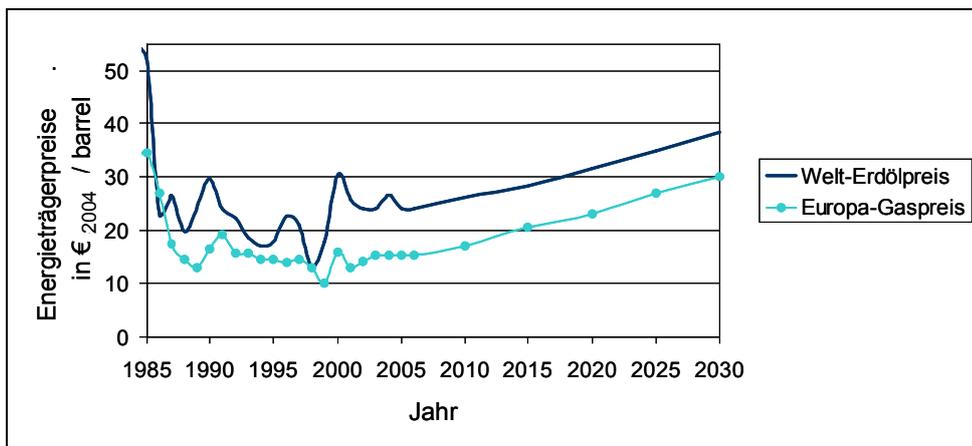


Abbildung 49: Historische und prognostizierte Entwicklung des Welt-Erdölpreises und des Erdgaspreises für Europa (Ec 2003).

B.5 Literatur Annex B

- ALLGAIER, G. & STEGMANN, R. (2004): Batterien im Restmüll – Untersuchungen zum Batteriefluss im System "thermische Restmüllbehandlung". Proc. Depotech 2004, Leoben 24.–26.11.2004. Verlag Glückauf GMBH, Essen. S. 672–676.
- AMT DER OBERÖSTERREICHISCHEN LANDESREGIERUNG, UMWELTRECHTSABTEILUNG (2004): Bescheid: TBS Transportbeton GmbH; Molln. Shredderrückstandsaufbereitungsanlage in Molln. Linz, 20.12.2004.
- ANONYMUS (1999): Waste incineration and public health. National Academy Press, Washington.
- AST (2005a): Aluminium: Wann stabilisiert sich die Lage? RECYCLING magazin (2005) 11. S. 30.
- AST (2005b): Blei: Der Himmel hat sich verdüstert. RECYCLING magazin (2005) 11. S. 30.
- AST (2005c): Kupfer: Vorsichtige Zuversicht ist begründet. RECYCLING magazin (2005) 10. S. 37.
- AST (2005d): Zink: Die Situation hat sich verschlechtert. RECYCLING magazin (2005) 10. S. 37.
- AST (2005e): Zinn: Weiter instabile Situation. RECYCLING magazin (2005) 18. S. 33.
- AST (2005f): Problemfall Shredderleichtfraktion: Wie unter veränderten Rahmenbedingungen entsorgen? RECYCLING magazin (2005) 08. S. 16–17.
- BAITZ, M.; KREISSIG, J. et al. (2004): Life Cycle Assessment of PVC. PE-Europe, IKP, IPU/DTU, RANDA Group. Commissioned by the European Commission, July 2004.
- BELEVI, H. (2004): Kann in Müllverbrennungsanlagen eine schadstoffarme Schlacke produziert werden? In: LORBER, K.E.; STABER, W. et al. (2004): DEPOTECH 2004 – Abfall- und Deponietechnik – Altlasten – Abfallwirtschaft. Verlag Glückauf, Essen.
- BELEVI, H. & BACCINI, P. (1989): Long-Term Behaviour of Municipal Solid Waste Landfills. Waste Management and Research 7 (1989). pp. 43–56.
- BENDIX, D.; FAULSTICH, M. & METSCHKE, J. (2005): Korrosion in Anlagen zur thermischen Abfallbehandlung. Müll und Abfall 3 (2005). S. 137–142.
- BILITEWSKI, B.; HÄRDTLE, G. & MAREK, K. (2000): Abfallwirtschaft – Handbuch für Praxis und Lehre. Springer, Berlin.
- BIO INTELLIGENCE SERVICE (2003): Impact assessment on selected policy options for revision of the battery directive. European Commission, Directorate General Environment, Brussels.
- BP AMOCO (1999): Statistical Review 1999. <http://www.bpamoco.com/worldenergy/review>.
- BRUNNER, P.H. & RECHBERGER, H. (2004): Practical Handbook of Material Flow Analysis. Lewis Publishers, CRC Press LLC, Boca Baton.
- BUTSCHER, R. (2004): Kraftvolle Zwerge – Report Batterien/Akkus. Bild der Wissenschaft (2004) 2. S. 100–106.
- BUWAL – Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (Hg.) (1995): Reststoffqualität von stabilisierten Rückständen aus der Rauchgasreinigung von Kehrriechverbrennungsanlagen. Umwelt-Materialien Abfall, 44, Bern.
- CONNETT, P. (1998): Municipal waste incineration – a poor solution for the twenty first century. www.mindfully.org/Air/Connett-Waste-Incineration-24nov98.htm
- CONSULTIC MARKETING & INDUSTRIEBERATUNG (2005): Produktions-, Verbrauchs- und Abfalldaten für PVC in Deutschland unter Einbeziehung der Verwertung in 2003. AgPU – Arbeitsgemeinschaft PVC und Umwelt, Bonn.



- CORN, M. (Ed) (1993): Handbook of Hazardous Materials. Academic Press, San Diego.
- DEKANT, W. & VAMVAKAS, S. (1994): Toxikologie für Chemiker und Biologen. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg.
- DFG – Deutsche Forschungsgemeinschaft (1999): MAK- und BAT-Werte-Liste 1999 vorgelegt. Zahlreiche Änderungen und Neuaufnahmen. Pressemitteilung Nr. 34 13. Juli 1999.
http://www.dfg.de/aktuelles_presse/pressemitteilungen/1999/presse_1999_34.html
- DFG – Deutsche Forschungsgemeinschaft (2004): Liste aller Änderungen und Neuaufnahmen in der MAK- und BAT-Werte-Liste 2004. Deutsche Forschungsgemeinschaft, Bonn.
- EARTHWATCH & UNEP – United Nations Environment Programme (1992): Chemical Pollution – a global overview. UNEP, Geneva.
- Ec – European Commission (2003): World energy, technology and climate policy outlook 2030 (WETO). European Commission, EUR 20366, Brussels.
- ECB – European Chemicals Bureau (2005): Bis(2-ethylhexyl)phthalate (DEHP) (Sweden). European Chemicals Bureau Newsletter (2005) 1, S. 6 <http://ecb.jrc.it/NewsLetter/newsletter200501.pdf>
- EDER, M; KÖNIG, S. & WINKLER, W. (2004): Verteilung von Stofffrachten in österreichischen Abfällen. Proc. Depotech 2004, Leoben 24.–26.11.2004. Verlag Glückauf GMBH, Essen. S. 681–684.
- EIA – Energy Information Administration (1997): International Energy Outlook 1997. DOE/EIA – 0484(97).
- EK – Europäische Kommission (2000b): Grünbuch PVC. KOM (2000) 469, 26.07.2000.
- EK – Europäische Kommission (2003a): Mitteilung der EK – Kommission der Europäischen Gemeinschaft – Eine thematische Strategie für Abfallvermeidung und -recycling. KOM (2003) 301, Brüssel, 27.5.2003.
- EK – Europäische Kommission (2003b): Vorschlag für eine Richtlinie des Europäischen Parlaments und des Rates über Batterien und Akkumulatoren sowie Altbatterien und Alttakkumulatoren. KOM (2003) 723. Brüssel, 02.12.2003.
- ENDS – Environment Daily 1561 (2003): Scientists play down risks from tyre emissions. 26.11.2003.
- ENDS – Environment Daily 1883 (2005): issue@environmentdaily.com, 23.05.2005.
- EUROPEAN IPPC BUREAU (2003): Integrated Pollution Prevention and Control – Draft Reference Document on Best Available Techniques for Waste Incineration. European Commission, Directorate General JRC, Joint Research Centre, Sevilla, May 2003.
- EUWID – RECYCLING UND ENTSORGUNG (2005): Band 6.
- EVC – EUROPEAN VINYL CORPORATION (2004): Rund um PVC-Anwendungen. <http://www.evc>
- FEHRINGER, R.; RECHBERGER, H.; PESONEN, H.-L. & BRUNNER, P.H. (1997): Auswirkungen unterschiedlicher Szenarien der thermischen Verwertung von Abfällen in Österreich. TU-Wien, Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft, Wien.
- FISCHER, H.; LICHTBLAU, K.; MEYER, B. & SCHEELHAASE, J. (O.J.): Impulses for Growth and Employment through Profitable Savings in Material Resources. Aachener Stiftung Kathy Beys, Aachen.



- GEHRING, M.; TENNHARDT, L.; VOGEL, D. et al. (2002): Altpapier und Kunststoffe als Quellen für Bisphenol A im kommunalen Klärschlamm. In: BILITEWSKI, B.; WELTIN, D. & WERNER, P. (Hg.): Endokrin wirksame Substanzen im Abwasser und Klärschlamm – Neueste Ergebnisse aus Wissenschaft und Technik. Technische Universität Dresden, Beiträge zu Abfallwirtschaft/Altlasten, Band 23. Tagungsband zum Workshop vom 22./23. April 2002.
- GIES, A. (2002): Umwelthormone und Klärschlamm. In: BILITEWSKI, B.; WELTIN, D. & WERNER, P. (Hg.): Endokrin wirksame Substanzen im Abwasser und Klärschlamm - Neueste Ergebnisse aus Wissenschaft und Technik. Technische Universität Dresden, Beiträge zu Abfallwirtschaft/Altlasten, Band 23. Tagungsband zum Workshop vom 22./23. April 2002.
- HAGBECK, TH. (2002): Presse-Information 16/02 – Nickel-Cadmium-Akkus belasten die Umwelt in Deutschland mit 400 Tonnen Cadmium pro Jahr. www.umweltbundesamt.de/uba-info-presse/presse-informationen/pd3902.htm.
- HOHENBLUM, PH.; SCHARF, S.; LORBEER, G. & SATTELBERGER, R. (2002): Xenohormone in österreichischen Umweltkompartimenten. In: BILITEWSKI, B.; WELTIN, D. & WERNER, P. (Hg.): Endokrin wirksame Substanzen im Abwasser und Klärschlamm - Neueste Ergebnisse aus Wissenschaft und Technik. Technische Universität Dresden, Beiträge zu Abfallwirtschaft/Altlasten, Band 23. Tagungsband zum Workshop vom 22./23. April 2002.
- HORNUNG, A. (2002): Polymer and plastics waste combustion. Helsinki University of Technology, Helsinki, 2002, http://eny.hut.fi/education/courses/Ene-47_200-2002/
- IEA – International Energy Agency (1998): World Energy Outlook 1998. IEA, Paris.
- KOCH, R. (1989): Umweltchemikalien. VCH, Weinheim.
- KOST, TH. (2001): Brennstofftechnische Charakterisierung von Haushaltsabfällen. Technische Universität Dresden, Beiträge zur Abfallwirtschaft/Altlasten, Band 16, Dresden.
- KROPIUNIK, H. (2002): Entsorgung von asbesthaltigen Boden- und Wandbelegen. Schriftenreihe des BMLFUW Band 26/2002.
- KROPIUNIK, H. (2003): Asbest. Umweltschutz (2003) 11. S. 32–33.
- LÖSCHAU, M. & THOME-KOZMIENSKY, K.J. (2004): Energieversorgung und Abfallverbrennung – Der Beitrag der Abfallverbrennungsanlagen von Wien zur nachhaltigen Abfallwirtschaft/DI Margit Löschau. In: Abfallwirtschaft für Wien. TK Verlag Karl Thome Kozmiensky, Neuruppin. S. 143–196.
- MIELE, S. & SCHULTE, B. (2003): Echt Ätzend – Sicherheitsskript. Uni Münster, Fachschaftsvertretung Chemie, Münster.
- MORF, L.; REIL, E. & RITTER, E. (2004): Vier Jahre routinemäßiges Stoffflussmonitoring an der MVA Spittelau – Resultate und Erfahrungen aus der Praxis. Proc. Depotech 2004, Leoben 24.–26.11.2004. Verlag Glückauf GMBH, Essen. S. 497–504.
- NAKICENOVIC, N.; GRÜBLER, A. & McDONALD, A. (1998): Global Energy Perspectives. IIASA-WEC, Cambridge University Press, UK, Cambridge.
- NEUBACHER, F.; STOIBER, H.; DORNHOFER, CH. et al. (2003): Restmüllbehandlung select 2004. ARGEV Verpackungsverwertungs GmbH, Wien.
- NEUMAYER, S. (1999): Einfluss der mechanisch-biologischen Behandlung auf die Nachsorgephase einer Deponie. Diplomarbeit TU-Wien, Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft, Wien.
- PARZEFALL, W. (2001): Anhang 4: Toxikologische Grundlagen als Hilfe zur Festsetzung von Gewichtungsfaktoren. SUP Wiener Abfallwirtschaftsplan, Magistrat Wien.



- PLASTICKER-NEWS (2005): Österreich: Volkswagen-SiCon-Verfahren zur Altautoverwertung gestartet. RWE-Umwelt, PlasTicker-News vom 27.06.2005.
<http://www.plasticker.de/news/shownews.php?nr=1707>.
- REINHARDT, T. & RICHERS, U. (2004): Entsorgung von Shredderrückständen – Ein aktueller Überblick. Forschungszentrum Karlsruhe Wissenschaftliche Berichte FZKA 6940, Karlsruhe.
- ROTTER, S. (2002): Schwermetalle in Haushaltsabfällen – Potenzial, Verteilung und Steuerungsmöglichkeiten durch Aufbereitung. Technische Universität Dresden, Beiträge zur Abfallwirtschaft/Altlasten, Band 27, Dresden.
- SALHOFER, ST. (o.J.): Abfallwirtschaft LVA 520.029 – Verwertung von Abfällen. Universität für Bodenkultur, Wien.
- SCHIRMER, M.; BILITEWSKI, B. & HOFFMANN, G. (2004): Chlorverhalten im Verbrennungsprozess. Proc. Depotech 2004, Leoben 24.–26.11.2004. Verlag Glückauf GMBH, Essen. S. 165–172.
- SCHRAMM, K.-W.; LENOIR, D.; HENKELMANN, B. & KETTRUP, A. (2002): Die Dioxinbelastung beim Recycling von PVC und Elektronikschrott. Gefahrstoffe – Reinhaltung der Luft 62 (2002) 3. S. 113–118.
- SEEL, F. (1973): Grundlagen der analytischen Chemie. Verlag Chemie, Weinheim.
- SÜSS, E. (1999): Brennendes Eis – Methanhydrat am Meeresgrund. Spektrum der Wissenschaft, Juni (1999). S. 62–73.
- TUOMISTO, J.; JENSEN, A.A.; BJERSELIUS, R. et al. (2004): Integrated Monitoring of Dioxins and PCBs in the Baltic Region. Technical Working Group on Integrated Monitoring, Abingdon. www.environmentalhealth.org
- U.S.GEOLOGICAL SURVEY (2003): Mineral Commodity Summaries 2003.
<http://minerals.usgs.gov/minerals/pubs/mcs/2003/mcs2003.pdf>.
- UKOOA – UK Offshore Operators Association (2004): Maximising Britain's Oil and Gas Resource. Economic Report, London.
- UMWELTBUNDESAMT (1996): Maderner, W. & Hobiger, G.: PCB-Stoffbilanz Österreich. Monographien, Bd. M-79. Umweltbundesamt, Wien, August 1996.
- UMWELTBUNDESAMT (1997): Seif, P. & Remesch, Th.: Untersuchungen von Straßenstaub auf PAH im Großraum Wien. Berichte, Bd. BE-090. Umweltbundesamt, Wien.
- UMWELTBUNDESAMT (1999): Gans, O.; Scharf, S. & Seif, P.: PAH in der Umwelt – Messungen 1989–1998. Reports, Bd. R-153. Umweltbundesamt, Wien.
- UMWELTBUNDESAMT (2001): Brunner, P.H.; Döberl, G.; Eder, M. et al.: Bewertung abfallwirtschaftlicher Maßnahmen mit dem Ziel der nachsorgefreien Deponie (BEWEND)., Monografien Bd. M-149. Umweltbundesamt, Wien.
- UMWELTBUNDESAMT DEUTSCHLAND (2001): Polyvinylchlorid. Daten und Fakten. Berlin, 01.03.2001. <http://www.umweltbundesamt.de/uba-info-daten/daten/polyvinylchlorid.htm>
- VANCINI, F. (2000): Strategic Waste Prevention – OECD Reference Manual. Organisation for Economic Co-operation and Development, Paris, ENV/EPOC/PPC(2000)5/Final.
<http://www.oecd.org>.
- VEHLOW, J.; BERGFELDT, B.; RICHERS, U. et al. (2004): Mitverbrennung der SLF im MHKW Würzburg und Verbesserung der Ökonomie durch das UPSWING-Verfahren. VDI Wissensforum, Stoffliche und energetische Verwertung von Shredderrückständen. Seminar 439102, 25.–26. März 2004, Stuttgart.



WEISSENBACH, TH. (1999): Entsorgungstechnik I – Chemisch-physikalische Behandlung von gefährlichen Abfällen und Altölen. Skriptum, Montanuniversität Leoben.

WORLD BANK (1997): Pollution Prevention & Abatement Handbook. World Bank Publications, Washington D.C.

Rechtsvorschriften Annex B

AEV DEPONIESICKERWASSER (2003): Verordnung des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft über die Begrenzung von Sickerwasseremission aus Abfalldeponien (AEV Deponiesickerwasser, BGBl. 263/2003, Teil II, 27. Mai 2003).

ASBESTVERORDNUNG (1990): Verordnung des Bundesministers für Umwelt, Jugend und Familie und des Bundesministers für Arbeit und Soziales vom 10. April 1990 über Beschränkungen des Inverkehrsetzens und des Herstellens, des Verwendens sowie über die Kennzeichnung asbesthaltiger Stoffe, Zubereitungen und Fertigwaren (Asbestverordnung 1990, BGBl. 324).

AVV – ABFALLVERBRENNUNGSVERORDNUNG (2002): Verordnung des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt- und Wasserwirtschaft und des Bundesministeriums für Wirtschaft und Arbeit über die Abfallverbrennung (Abfallverbrennungsverordnung 2002 – AVV, BGBl. II 389/2002).

ANTIFOULINGSVERBOTSVERORDNUNG (1990). Verordnung des Bundesministers für Umwelt, Jugend und Familie über ein Verbot bestimmter gefährlicher Stoffe in Unterwasser-Anstrichmitteln (Antifoulings). (AntifoulingsverbotsVO BGBl. 577/1990).

DEPONIEVERORDNUNG (1996): Verordnung der Bundesministerien für Umwelt über die Ablagerung von Abfällen (Deponieverordnung 1996, BGBl. 164/1996).

GRENZWERTEVERORDNUNG (2003): Verordnung des Bundesministers für Wirtschaft und Arbeit über Grenzwerte für Arbeitsstoffe und über krebserzeugende Arbeitsstoffe (Grenzwerteverordnung 2003, BGBl. II Nr. 253/2001, II Nr. 393/2002, II Nr. 184/2003, II Nr. 231/2003).

ANNEX C – RESTMÜLLZUSAMMENSETZUNG

C.1 Zusammensetzung des Restmülls nach Fraktionen

Im Jahr 1998 wurde eine Analyse der Restmüllzusammensetzung durchgeführt, die einen Vergleich der einzelnen Bundesländer zulässt (siehe Tabelle 40) (TECHNISCHES BÜRO HAUER 1999). Besonders interessant ist der Umstand, dass das Pro-Kopf-Aufkommen der einzelnen Teilfraktionen in Wien meist mehr als doppelt so hoch ist wie der österreichische Durchschnitt. Ausnahmen bieten lediglich Textilien, Windeln und Elektroaltgeräte. Aber auch in der Steiermark wurde für das Jahr 2003 in den Städten ein wesentlich höheres Pro-Kopf-Restmüll-aufkommen festgestellt als auf dem Land (siehe Tabelle 41). In den steirischen Städten liegt das spezifische Aufkommen von Papier, Glas, Holz, Metall, Problemstoffen und biogenem Material mehr als 100 % über dem Aufkommen auf dem Land. Als Gründe dafür können genannt werden:

- Das höhere Durchschnittseinkommen und der größere Konsum der Stadtbevölkerung;
- Ein Teil der Landbevölkerung verbringt einen Teil der Woche in der Stadt, um dort zu arbeiten;
- Städte sind auch Zentren touristischer Aktivitäten;
- In der Stadt gibt es weniger Möglichkeiten zur Eigenkompostierung und auch das Platzangebot für die getrennte Sammlung ist meist geringer.

Tabelle 40: Restmüllzusammensetzung in kg/Ew.a in Österreich und seinen Bundesländern 1998 (berechnet aus Daten: TECHNISCHES BÜRO HAUER 1999).

	Fraktionen	B	K	NÖ	OÖ	S	St	T	V	W	Ø Österreich
Papier	Verpackung	3,9	10,1	7,5	4,7	10,1	5,4	6,9	4,3	23,5	9,8
	Einweggeschirr	0,0	0,3	0,1	0,2	0,2	0,2	0,3	0,3	0,2	0,2
	langlebige VP	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
	Sonstiges	5,2	11,6	8,9	6,5	10,6	7,5	8,6	4,8	27,2	11,8
	Σ Papier	9,1	21,9	16,5	11,4	20,9	13,2	15,8	9,4	50,9	21,8
Glas	Verpackung	1,2	1,7	1,5	1,4	2,9	1,2	1,1	0,7	2,8	1,7
	Getränke-VP	1,2	4,5	1,3	2,2	5,1	1,5	2,5	0,8	6,2	3,0
	Σ Glas	2,4	6,2	2,8	3,6	8,0	2,6	3,6	1,5	9,0	4,7
	Σ Textilien	1,4	8,1	7,6	7,2	3,9	7,7	5,3	6,1	10,1	7,4
Kunststoff	sonstige VP	4,8	11,1	9,1	6,7	8,6	8,1	8,6	5,9	24,7	11,3
	Getränke-VP	0,7	2,2	1,0	0,9	1,7	0,7	1,2	0,4	3,3	1,5
	Haushalts-VP	0,02	0,07	0,01	0,04	0,00	0,00	0,00	0,03	0,03	0,02
	Einweggeschirr	0,09	0,18	0,10	0,39	0,29	0,14	0,38	0,11	0,03	0,2
	langlebige VP	0,02	0,61	0,04	0,07	0,09	0,11	0,08	0,03	0,21	0,1
	Sonstiges	2,9	8,2	6,6	5,8	5,5	6,7	6,3	5,7	11,9	7,3
	Σ Kunststoff	8,5	22,3	16,9	13,9	16,1	15,7	16,6	12,2	40,2	20,5

Fraktionen	B	K	NÖ	OÖ	S	St	T	V	W	Ø Österreich	
Holz	sonstige VP	0,06	0,56	0,17	0,09	0,14	0,25	0,16	0,03	1,19	0,4
	Sonstiges	0,36	3,01	1,85	1,73	2,42	1,13	1,62	1,88	12,02	3,7
	Getränke-VP	0,04	0,00	0,03	0,05	0,00	0,01	0,03	0,02	0,00	0,0
	Einweggeschirr	0,00	0,02	0,01	0,02	0,02	0,00	0,04	0,02	0,00	0,0
	Σ Holz	0,5	3,6	2,1	1,9	2,6	1,4	1,8	2,0	13,2	4,1
Metalle	sonstige VP	1,35	3,36	2,01	1,66	3,17	1,57	1,61	0,99	5,26	2,6
	Getränke-VP	0,41	1,71	0,64	0,64	1,19	0,29	1,04	0,50	1,98	1,0
	Haushalts-VP	0,36	0,35	0,27	0,27	0,23	0,08	0,27	0,21	0,30	0,3
	Einweggeschirr	0,01	0,00	0,04	0,04	0,02	0,04	0,03	0,01	0,00	
	langlebige VP	0,00	0,00	0,01	0,00	0,03	0,02	0,03	0,05	0,00	
	Sonstiges	1,18	2,68	1,61	2,06	2,57	1,79	1,95	0,71	8,86	3,2
Σ Metalle	3,3	8,1	4,6	4,7	7,2	3,8	4,9	2,5	16,4	7,1	
Materialverbunde	sonstige Verbunde	0,45	0,94	0,86	0,58	0,88	0,50	0,80	0,57	1,86	0,9
	Getränke-VP	1,10	2,32	1,32	0,00	2,12	1,14	1,63	1,10	4,32	1,8
	Σ Materialverbunde	1,5	3,3	2,2	1,5	3,0	1,6	2,4	1,7	6,2	2,9
Hygienewaren	14,7	26,8	19,7	20,5	20,1	15,3	20,0	16,0	17,3	18,9	
EE-Altgeräte	0,3	1,3	1,9	1,8	1,8	1,5	1,8	0,9	1,8	1,6	
Problemstoffe	0,26	0,5	0,2	0,5	0,5	0,3	0,2	0,1	0,7	0,4	
Biogenes	19,1	26,6	19,8	17,9	27,5	20,4	24,4	10,4	58,1	27,9	
sonstige Abfälle	22,9	34,6	33,7	33,2	38,8	26,6	32,9	22,2	78,5	40,7	
ΣΣ Gesamt	84,0	163,4	128,0	118,0	150,5	110,0	129,6	85,1	302,5	158,0	

Abkürzungen: EE = Elektro-/Elektronisch, VP = Verpackungen

Tabelle 41: Restmüllzusammensetzung nach Teilfraktionen in der Steiermark 2003 – Vergleich Land-Stadt (TAIBON et al. 2004b).

Fraktionen	Mittelwerte in kg/Ew.a		
	Ländliche Struktur	Städtische Struktur	
Papier	Pappe , Kartonagen	1,4	3,6
	Zeitungen, Illustrierte	1,2	4,5
	Sonstiges	4,3	10,2
	Σ Papier	6,9	18,3
Glas	2,5	6,4	
Textilien	5,5	8,9	
Kunststoff	Kunststofffolien	3,7	6,3
	Hartkunststoff	4	5,1
	PET-Flaschen	0,3	1,2
	Σ Kunststoff	8,0	12,6
Holz	0,8	2,6	
Metalle	1,9	4,3	

		Mittelwerte in kg/Ew.a	
Fraktionen		Ländliche Struktur	Städtische Struktur
Materialverbunde	sonstige Verbunde	3,5	5,4
	Getränkeverpackung	0,4	1,6
	Schuhe	2,2	2,8
	Σ Materialverbunde	6,1	9,8
Hygiene-waren	Einwegwindeln	7	9,2
	Sonstiges	1	3
	Σ Hygienewaren	8,0	12,2
EE-Altgeräte		0,5	0,8
Problemstoffe		0,8	3,1
inerte Abfälle		3,5	6,2
Bio-genes	Garten	1,5	1,4
	Küche	7,3	17,2
	Σ Biogenes	8,8	18,6
Sonst. Abfälle	Grobfraktion	1,9	3,2
	Σ Feinfraktion (≤ 40 mm)	25,1	40,8
	Σ sonstige Abfälle	27,0	44,0
ΣΣ Gesamt		80,3	147,8
Feinfraktion (≤ 40 mm)	Kunststoffe	1,1	1,3
	Metalle	1	1,5
	organisches Material	19,6	33,7
	Glas	0,8	0,9
	Papier	0,9	1,5
	sonstige Verbundstoffe	0,2	0,4
	inert	1,5	1,5
Σ Feinfraktion		25,1	40,8

Verschiedene Restmülluntersuchungen der letzten Jahre erlauben es zu zeigen, wie sich die Restmüllzusammensetzung im Burgenland, in Nieder- und Oberösterreich, in der Steiermark und in Wien seit 1998 verändert hat (siehe Tabelle 42). Einen grafischen Eindruck, wie groß die Veränderungen in Oberösterreich waren, bietet Abbildung 50.

Auch wenn man die Restmüllzusammensetzung in den betroffenen Bundesländern für die angeführten Jahre nur mit großer Vorsicht vergleichen kann, da bei den verschiedenen Untersuchungen jeweils eine andere Methodik angewandt wurde, lassen sich einige Tendenzen festmachen. Im Burgenland hat das Papier- und Textilaufkommen im Restmüll deutlich zugenommen, während es in den anderen untersuchten Bundesländern eher stagnierte oder sogar zurückging. Außer im Burgenland nahm das Glasaufkommen im Restmüll zu, in Wien besonders stark.

Bei den Kunststoffen und Metallen gab es allgemein einen Rückgang. Dafür haben die Materialverbunde stark zugenommen. Holz und Hygienewaren im Restmüll haben abgenommen. Bei den Elektroaltgeräten und den biogenen Abfällen gibt es in den einzelnen Bundesländern unterschiedliche Trends, die besonders starken Anstiege in Wien sind aber hervorzuheben.

Bedenklich ist der starke Anstieg der Problemstoffe im Restmüll. Hier ist es in den wenigen Jahren seit 1998 (außer im Burgenland) zu einer Verdreifachung gekommen.

Tabelle 42: Veränderungen der Restmüllzusammensetzung in ausgewählten österreichischen Bundesländer in kg/EW.a (berechnet aus: TECHNISCHES BÜRO HAUER 1999, AMT DER BURGENLÄNDISCHEN LANDESREGIERUNG 2003, HAUER et al. 2002, TAIBON et al. 2004a, TAIBON et al. 2004b, MA48-Wien pers. Mitt. 2005).

Bundesland	B		NÖ		OÖ		St		W		Veränderung in %
Jahr	1998	2002	1998	2002	1998	2004	1998	2003	1998	2004	
Papier	9,1	12,1	16,5	12,3	11,4	8,4	13,2	8,2	50,9	54,2	6,6
Glas	2,4	2,3	2,8	4,3	3,6	3,8	2,6	2,9	9,0	18,9	110,5
Textilien	1,4	5,0	7,6	6,2	7,2	5,4	7,7	5,8	10,1	10,6	4,6
Kunststoff	8,5	8,4	16,9	13,5	13,9	9,9	15,7	8,8	40,2	29,5	-26,7
Holz	0,5		2,1	1,4	1,9	0,9	1,4	0,7	13,2	5,0	-62,1
Metalle	3,3	2,5	4,6	4,8	4,7	3,3	3,8	2,2	16,4	10,5	-36,0
Materialverbunde	1,5	6,5	2,2	3	1,5	3,2	1,6	7,3	6,2	18,4	197,9
Hygienewaren	14,7	11,5	19,7	16,3	20,5	17,9	15,3	8,7	17,3	14,2	-18,1
EE-Altgeräte	0,3		1,9	1,1	1,8	0,7	1,5	0,2	1,8	2,5	41,6
Problemstoffe	0,26	0,3	0,2	0,7	0,5	1,4	0,3	0,8	0,7	2,5	242,3
Biogenes	19,1	9,4	19,8	17,7	17,9	23,6	20,4	9,8	58,1	119,2	105,2
Sonstige Abfälle	22,9	27,9	33,7	48,4	33,2	42,9	26,6	37,2	78,5	46,8	-40,4
Gesamt	84,0	85,8	128,0	129,7	118,0	121,5	110,0	92,6	302,5	332,3	9,9

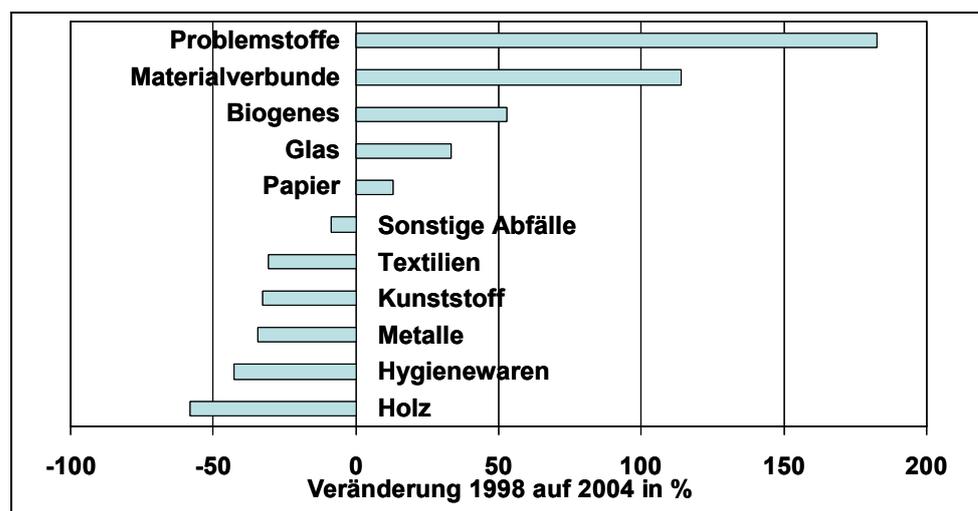


Abbildung 50: Veränderung des Aufkommens von Restmüllfraktionen je Einwohner von 1998 bis 2004 in Oberösterreich (TAIBON et al. 2004a).

Die für Österreich detaillierteste Restmüllanalyse wurde 2003/2004 in Wien durchgeführt. Ihre Ergebnisse sind in Tabelle 43 dargestellt. Diese Tabelle lässt zum Teil auch Rückschlüsse zu, welche Konsumgüter in den Restmüll in welchem Umfang gelangen. Druckerzeugnisse, Hygienepapier, Kunststoffkörper (trotz geringer Dich-

te), Windeln, mineralische Nichtverpackungen, Gemüse/Obst und sonstige weggeworfene Lebensmittel sind die Hauptbestandteile des Restmülls (bezogen auf die Masse).

Tabelle 43: Restmüllzusammensetzung nach Teilfraktionen in Wien für den Zeitraum 2003/2004 (errechnet aus MA48-Wien pers. Mitt. 2005).

Fraktion		Masse %	kg/Ew.a
Papier	Druckerz.	5,62	18,67
	VP	1,27	4,23
	Hygiene	4,04	13,42
	sonstige	2,20	7,33
Karton	VP	1,76	5,84
	NVP	0,36	1,21
Wellpappe	VP	1,01	3,34
	NVP	0,06	0,19
	Karton, Pappe verunreinigt	0,00	0,00
	Σ Papier	16,3	54,2
Weißglas	VP, Getr., Milchprodukte	1,40	4,65
	VP, sonstige Produkte	1,23	4,10
	Flachglas	0,30	1,01
	Sonstiges Nutzglas	0,36	1,20
Buntglas	Milch-, Getr.-VP	1,81	6,01
	sonst. VP	0,46	1,51
	Flachglas	0,05	0,17
	Sonstiges Nutzglas	0,07	0,24
	Σ Glas	5,7	18,9
Textilien	verwertbar	1,06	3,53
	nicht verwertbar	1,97	6,56
	VP	0,16	0,52
	Σ Textilien	3,2	10,6
Kunststoff	KST-Körper	4,01	13,34
	KST-Folien	3,32	11,05
	Sonstige KST	1,55	5,14
	Σ Kunststoff	8,9	29,5
Holz	behandelt, VP	0,02	0,06
	behandelt, VP verunreinigt	0,02	0,07
	behandelt, NVP	0,54	1,81
	unbehandelt, VP	0,20	0,66
	unbehandelt, VP verunreinigt	0,02	0,06
	unbehandelt, NVP	0,69	2,29
	Σ Holz	1,5	5,0
Gummi	Leder	0,13	0,43
	Schuhe	0,67	2,23
	Reifen	0,04	0,12
	Sonstiges	0,29	0,98
	Σ Leder, Gummi	1,1	3,8
Metalle	Alu+NE-Getr.dosen	0,50	1,66
	Alu+NE-Getr.dosen verunr.	0,07	0,23
	Alu+NE-VP sonstige	0,30	0,99
	Alu+NE-VP verunreinigt	0,09	0,30
	Alu+NE NVP, sonstige	0,21	0,69
	Fe-Getr.VP	0,02	0,08
	Fe-sonst. VP	0,67	2,22
	Fe-sonst., NVP	1,32	4,38

Fraktion	Masse %	kg/Ew.a
Σ Metalle	3,2	10,5
Verbundstoffe	Verbundkarton VP, Getr., Milchprodukte	1,83
	Verbundkarton VP, sonstige Produkte	2,31
	NVP	1,39
Σ Materialverbunde	5,5	18,4
Windeln	4,29	14,25
Σ Hygienewaren	4,3	14,2
Elektro-/Elektronikschrott	0,75	2,48
Σ EE-Altgeräte	0,7	2,5
Σ Problemstoffe	0,8	2,5
Mineralisches	VP	0,67
	NVP	12,02
Σ Mineralisches	12,7	42,2
Bio-material	Garten, Baum-, Strauchschnitt	1,84
	Garten, sonst. Gartenabfall	2,87
	Küche: Gemüse, Obst	13,70
	Küche: Fleisch, Fisch, Knochen	1,77
	Küche: weggeworfene Lebensmittel o. VP	5,50
	Küche: weggeworfene Lebensmittel mit VP	9,02
	Sonstiges, Laub	1,16
	Σ Biogenes	35,9
Restfeinfraktion	8–20 mm	0,09
	< 8 mm	0,16
	Σ Restfeinfraktion	0,2
Σ Gesamt	100,0	332,3

Abkürzungen: Alu = Aluminium, Druckerz. = Druckerzeugnisse, EE = Elektro-/Elektronisch, Ew = Einwohner, Fe = Eisen, Getr. = Getränke, KST = Kunststoff, NE = Nichteisen-, Nichteisenmetalle, NVP = Nicht-Verpackungen, o. = ohne, sonst. = sonstige, VP = Verpackungen

C.2 Stoffliche Zusammensetzung der Restmüllfraktionen

In Wien wurde anhand der Transferkoeffizienten und der Zusammensetzung der Rückstände aus der Verbrennung die Zusammensetzung der Abfälle errechnet (Jahr 1994: siehe Tabelle 44, bzw. Jahre 2000–2003: siehe Tabelle 45).

In der Tabelle 44 werden zwei unterschiedliche Arten von Restmüll betrachtet:

- 1) "Reiner" Hausmüll: nach Separatsammlung kommunal entsorgter Müll, der hauptsächlich aus privaten Haushaltungen stammt.
- 2) "Kommunaler Abfall": nach Separatsammlung kommunal entsorgter Müll, der neben Hausmüll auch hausmüllähnliche Industrie- und Gewerbeabfälle beinhaltet.

Die Ergebnisse zeigen, dass zwischen der Zusammensetzung des kommunalen Abfalls und des Restmülls aus Haushaltungen bezüglich der untersuchten Stoffe kein signifikanter Unterschied besteht. Der Wassergehalt des Hausmülls ist allerdings bedeutend höher.

Tabelle 44: Aus den Aschen und Schlacken berechnete mittlere Zusammensetzung ($\pm 2s$ (Doppelte Standardabweichung) für obere und untere Grenze) für Hausmüll und kommunalen Abfall in Wien 1994 in mg/kg TS (UMWELTBUNDESAMT 1995b).

	Hausmüll			Kommunaler Abfall		
	Mittelwert	untere Grenze	obere Grenze	Mittelwert	untere Grenze	obere Grenze
C	240.000	180.000	330.000	260.000	220.000	300.000
Cl	7.500			8.700		
F	1.700	1.300	2.400	1.700	1.200	2.300
P	1.300	950	1.800	1.400	1.200	1.700
S	3.500	2.600	4.900	4.000	3.300	4.700
Cd	9	6,4	13	11	8,4	14
Cu	440	290	670	480	380	600
Fe	50.000	37.000	68.000	56.000	47.000	65.000
Hg	2,5	1,8	3,6	1,8	1,4	2,3
Pb	600	400	930	810	600	1.000
Zn	940	700	1.300	1.100	900	1.400

Ob die generell niedriger liegenden Werte der Messserie von 2000–2003 (siehe Tabelle 45) im Vergleich zur Messserie von 1994 (siehe Tabelle 44) auf eine geänderte Methodik zurückzuführen ist, oder eine tatsächliche Verringerung der Schadstoffkonzentrationen im Wiener Hausmüll widerspiegelt, kann hier nicht entschieden werden. Selbst innerhalb der zweiten Messserie lässt sich nur ein signifikanter Trend feststellen, nämlich die Abnahme des Cadmiumgehaltes. Daneben gibt es noch ein signifikantes Schwanken der Jahresmittelwerte bei Aluminium und Blei. Innerhalb der jeweiligen Jahre sind die Schwankungsbreiten deutlich breiter als zwischen den Jahresmittelwerten (MORF et al. 2004).

Tabelle 45: Jahresmittelwerte der Wiener Restmüllzusammensetzung in mg/kg FS in der MVA-Spittelau (MORF et al. 2004).

	Restmüllzusammensetzung				approximativer 95 %-Konfidenzintervall für 2003	Signifikanter Trend für 2000 bis 2003
	2000	2001	2002	2003		
C	195.000	198.000	184.000	190.000	± 12000	
Cl	4.800	4.900	4.600	4.500	± 200	
Al	10.000	11.200	7.500	11.800	± 2.000	Sinken bis 2002, dann Anstieg
Cd	7,1	6,8	5,7	4,9	$\pm 0,4$	Sinken
Cu	240	310	270	290	± 50	



	Restmüllzusammensetzung				approximativer 95 %-Konfidenz- intervall für 2003	Signifikanter Trend für 2000 bis 2003
	2000	2001	2002	2003		
Fe	28.000	28.000	27.000	29.000	±2.000	
Hg	1,1	0,84	0,91	0,97	±0,2	
Pb	240	330	270	260	±40	Anstieg bis 2001, dann Sinken
Zn	570	610	600	520	±50	

Die Herkunft der im Restmüll enthaltenen Schadstoffe ist in Tabelle 46 zusammengefasst.

Tabelle 46: Herkunft von Schadstoffen (JOHNKE & QUEISSER 1995, LEMAN 1997, BRUNS 2004).

Problemstoff	Verwendung/Herkunft im Abfall
Al	Verpackungsmaterial, Leichtbaustoff, Beleuchtungskörper
As	Schädlingsbekämpfungsmittel, Holzschutzmittel, Farbpigment, Halbleiter, Metalllegierungen
Cd	Ni/Cd-Batterien, Pigmente, Farben, Stabilisatoren für Kunststoffe (PVC), Keramikglasur, Metalllegierungen, Galvanik
Cr	Pigmente, Farben, Lederschuhe, Lederbekleidung, Korrosionsschutzmittel, Metallüberzüge, Zementprodukte, Fliesenkleber, Tonbänder
Cu	Elektronikschrott, Elektrogeräte, Wasserleitungen, Bakterizide (in Textilien), Fungizide
Hg	Amalgame, Batterien, Thermometer, Leuchtstoffröhren, Kaffeemaschinen, Elektrodenmaterial, Desinfektions- und Konservierungsmittel, Kosmetika, Farben, Bodenwaxse, Kopiertoner, Drucker-schwärze
Ni	Oberflächenschutz von Eisenteilen, Legierungen, Ni/Cd-Batterien, keramische Farben, Pigmente in Kunststoffen und Lacken, vernickelte Grafitfasern, Münzen, Schmuck
Pb	Akkumulatoren, Metalllegierungen, Lagermetall, schwefelsäurebeständige Behälter, Geschoßkerne, Stabilisatoren für Kunststoffe (PE), Pigmente, Farben, Glas (Bildschirmröhren, Bleiglas)



Problemstoff	Verwendung/Herkunft im Abfall
Sb	Flammschutzmittel, Legierungen mit niedrigem Schmelzpunkt (Lötzinn, Hartblei, Letternmetall), Pigmente, Keramik und Glas, Stabilisator in Kunststoffen (Polyester), Medikamente, Akkumulatoren, Elektrogeräte
Zn	Oberflächenschutz von Eisenteilen, Weißpigment (ZnO), Leuchtschicht und Farbenzusatz (ZnS), Zink-Kohle-Batterien
Cl	PVC, Vegetabilien, Reinigungs- und Pflegemittel
F	Holz, Hobby-Chemikalien, Kleidung
NH ₄	Reinigungs-/Pflegemittel
SO ₄	Reinigungs-/Pflegemittel, Fotochemikalien, Desinfektionsmittel

Im Folgenden wird gezeigt, in welchem Maße einzelne Produktgruppen zur Schwermetallbelastung im Restabfall von Haushalten beitragen. In Ermangelung einer detaillierten Schwermetallfraktionsanalyse für Österreich werden hierzu zwei Studien aus Deutschland herangezogen:

- ROTTER (2002) analysierte die Restmüllfraktionen für einige Bezirke in Sachsen;
- MARB et al. (2004) veröffentlichte Analysen von Restmüllsortierungen aus Bayern für den Zeitraum 1998 bis 2003.

Es kann angenommen werden, dass die Zusammensetzungen der österreichischen und der deutschen Restmüllfraktionen aufgrund der räumlichen und kulturellen Nähe, aufgrund vergleichbarer Konsummuster und Produktpaletten sowie ähnlicher Sammelsysteme in Österreich und Deutschland durchaus vergleichbar ist. So wurden im Jahr 2002 in Österreich 179 g/Kopf an Batterien gesammelt, in Deutschland 157 g/Kopf (errechnet aus BIO INTELLIGENCE SERVICE 2003). Im Jahr 2001 wurden in Österreich ca. 49 kg/Kopf an Verpackungsabfällen nicht getrennt gesammelt, in Deutschland 44 kg/Kopf (errechnet aus MCGLADE 2004).

Die von ROTTER (2002) für Deutschland bestimmten Schwermetallkonzentrationen in den verschiedenen Restabfallfraktionen sind in Abbildung 51 und Abbildung 52 sowie in Tabelle 47 dargestellt. In Abbildung 53 ist die Aufteilung der Schwermetallfrachten auf die Fraktionen wiedergegeben, wobei aus Gründen der Analytik die Frachten der Metall- und Batteriefractionen nicht berücksichtigt werden konnten. Insgesamt kann jedoch aus diesen Abbildungen die Schlussfolgerung gezogen werden, dass die Schwermetalle besonders in den Fraktionen Elektronikschrott, Batterien und Metalle, aber auch in verschiedenen Kunststoff-Fraktionen sowie Keramik-Mineralien zu finden sind.

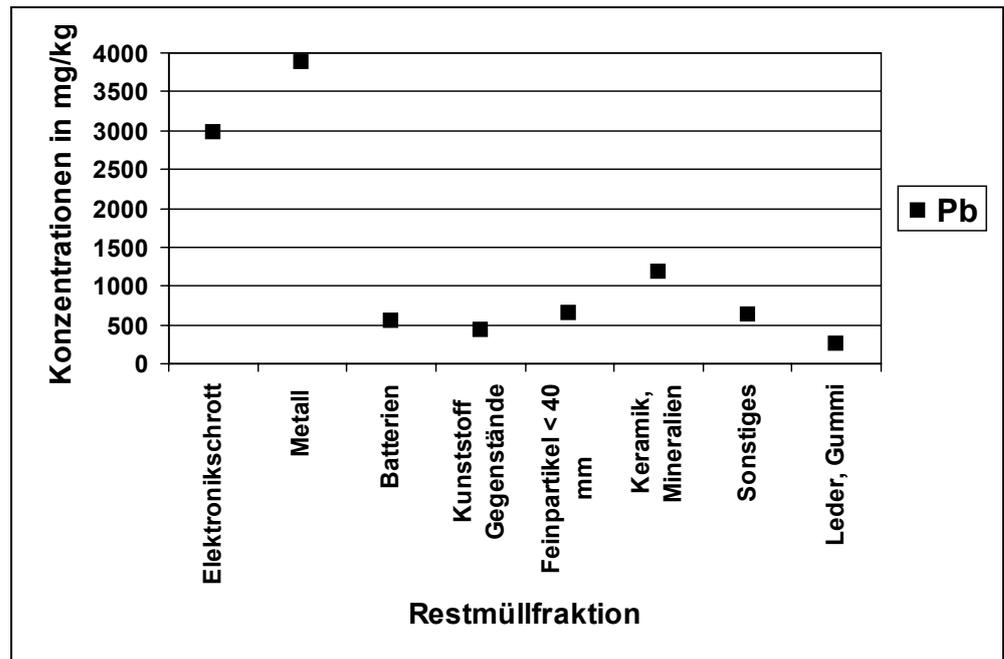


Abbildung 51: 75 %-Quantil-Konzentrationen von Blei in einzelnen Fraktionen sächsischen Restmülls (ROTTER 2002).

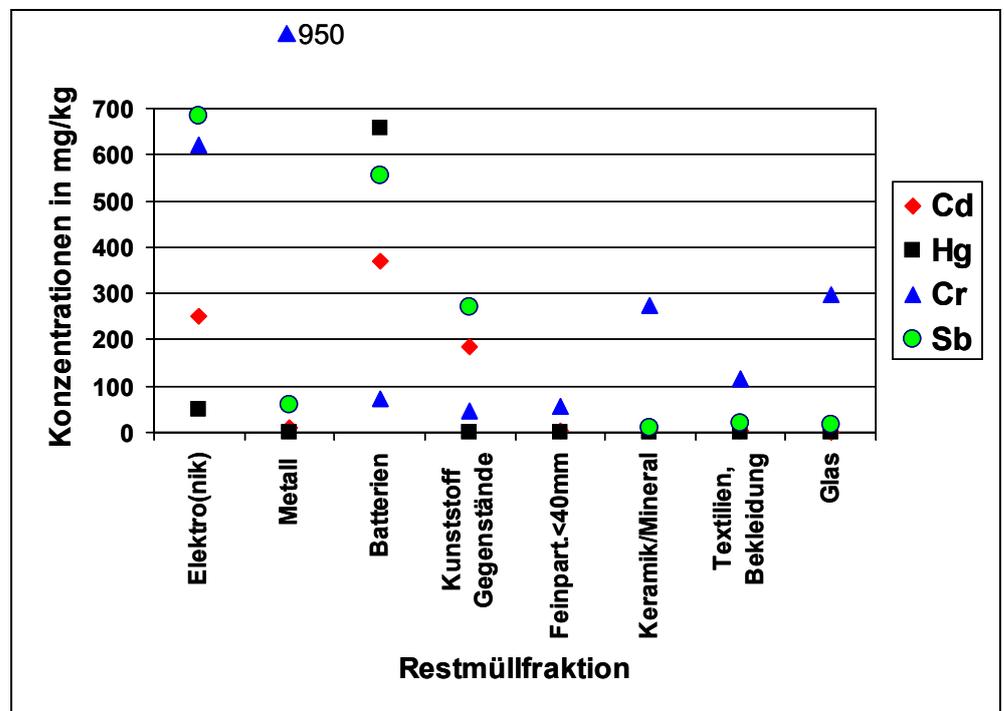


Abbildung 52: 75 %-Quantil-Konzentrationen von weiteren Schwermetallen in einzelnen Fraktionen sächsischen Restmülls (ROTTER 2002).

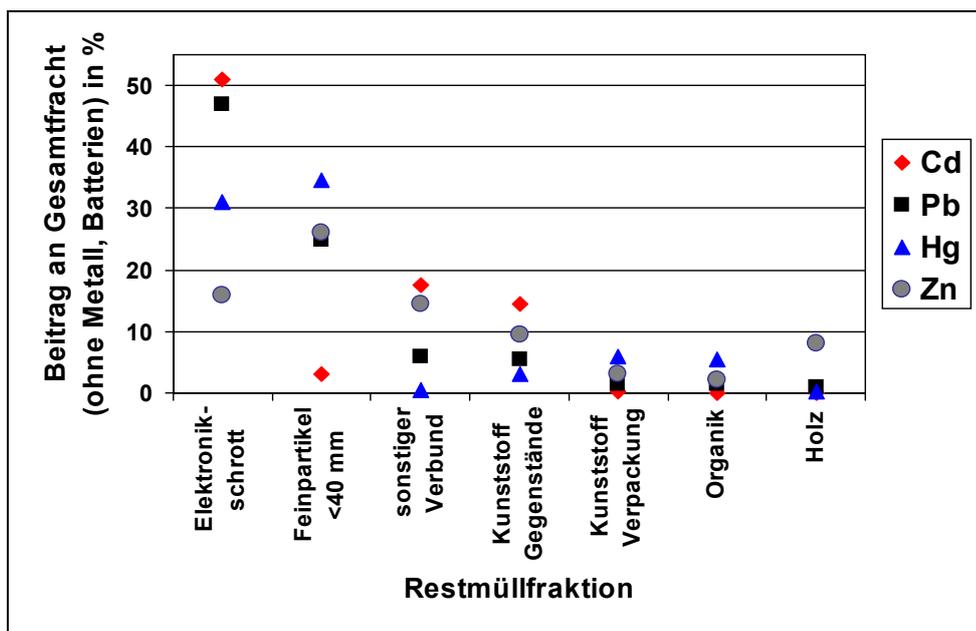


Abbildung 53: Aufteilung der Gesamtfracht einzelner Schwermetalle auf die einzelnen Fraktionen sächsischen Restmülls **ohne Berücksichtigung der Metall- und Batteriefractionen** (ROTTER 2002).

Tabelle 47: Konzentrationen von Schwermetallen in einzelnen Fraktionen deutschen Restmülls in mg/kg (ROTTER 2002).

	Cd		Pb		Hg		Cr		Sb	
	MED	75 % Qua	MED	75 % Qua	MED	75 % Qua	MED	75 % Qua	MED	75 % Qua
Elektronikschrott	248	250	2.940	2.981	50	50	333	620	360	683
Metall	3	11	520	3.889	0,7	1	331	950	18	59
Batterien	70	370	498	550	370	657	69	71	8	554
Kunststoff-Gegenstände	114	185	343	430	0,2	0,2	35	47	214	271
Feinpartikel < 40 mm	2,1	3,1	311	655	0,3	0,3	41	56		
Keramik, Mineralien	1,0	2,7	240	1.174	0,02	0,02	190	275	5	11
Sonstiges	24	39	223	628	0,1	0,1	210	302	46	60
Leder, Gummi	6	9	168	253	0,3	0,4	1.175	1.715	8	10
Windeln	0,5	0,4	129	113	0,1	0,1	30	29		
Kunststoff, gemischt	12	36	128	296	0,2	0,4	31	54	19	100
Organik	1	2	89	219	0,4	0,9	17	45	3	47
Kunststoff-Verpackung	8	11	73	135	0,1	0,6	27	51	17	29

	Cd		Pb		Hg		Cr		Sb	
	MED	75 % Qua								
Textilien, Bekleidung	0,9	2,2	42	120	0,2	0,7	93	116	14	19
Holz	0,3	0,4	33	134	0,1	0,1	12	22	2	2
PPK (Papier, Pappe, Kartonaugen)	0,4	1,3	27	66	0,1	0,2	11	24	3	8
Glas	0,5	0,9	12	104	0,0	0,0	253	298	11	15

MED = Median, 75 % Qua = 75 % Quantil

Aufgrund der getrennten Sammlung von Batterien und der Limitierung des Quecksilbergehaltes in Zink-Kohle- und Alkali-Mangan-Batterien sind Batterien heute nicht mehr die überragende Hauptquelle für das Quecksilber im deutschen Restmüll. Derzeit sind die Fraktionen „Feinfraktion“, Elektronikschrott und Batterien ca. gleich stark als Quecksilberquellen zu betrachten (siehe Abbildung 54). Bei der „Feinfraktion“ ist die Quecksilberkonzentration zwar deutlich geringer als beim Elektronikschrott und den Batterien (siehe Tabelle 47), die „Feinfraktion“ hat aber wesentlich größere Massenanteile am Restmüll (siehe Tabelle 48), sodass die Quecksilberfracht in der Feinfraktion sogar etwas höher liegt als in der Elektronikschrott- und der Batteriefraktion des Restmülls. Als Quellen des Quecksilbers in der Feinfraktion werden u. a. Fieberthermometer, quecksilberhaltige Thermostate und Messinstrumente (z. B. Barometer) angesehen. Eine Quelle für Quecksilber sind auch Billig-Elektronikprodukte (Spielzeug), welche nach Gebrauch zur Gänze (d. h. inklusive Batterien) in den Restmüll gelangen.

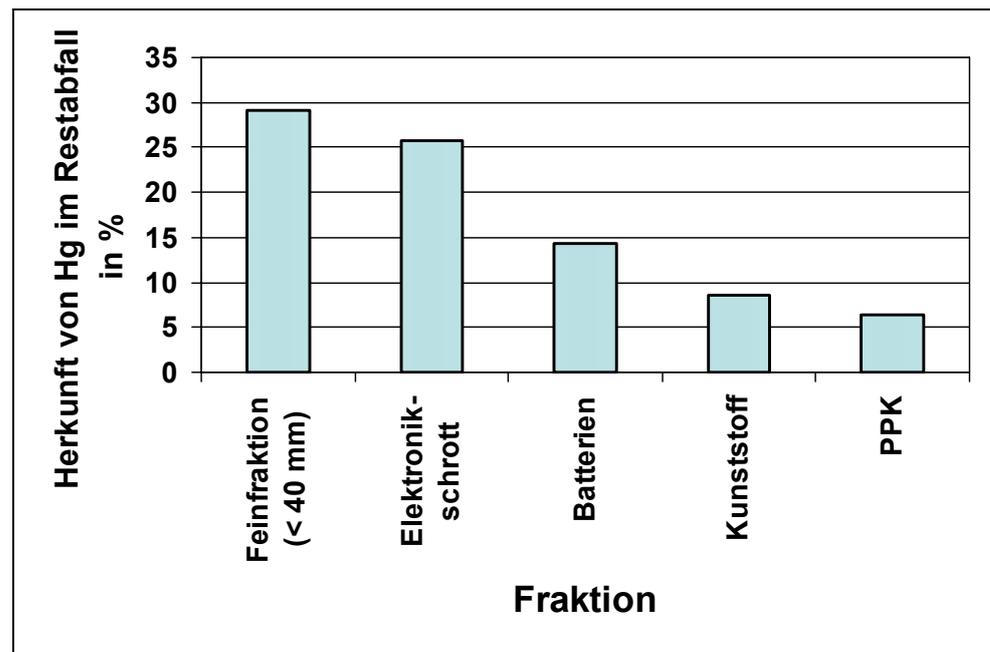


Abbildung 54: Herkunft des Quecksilbers im deutschen Restabfall im Jahr 2002 (errechnet aus ROTTER 2002 und ALLGAIER & STEGMANN 2004).

In den Jahren 1998 bis 2003 wurden Sortierungen von bayrischem Restmüll durchgeführt, die in einem Detaillierungsgrad veröffentlicht wurden, wie er für Österreich zurzeit nicht vorliegt. Aufgrund der räumlichen und kulturellen Nähe und einem ähnlichen Stadt-Land-Verhältnis in Bayern und Österreich wird angenommen, dass die folgenden Darstellungen auch Aussagekraft für Österreich besitzen (allerdings liegen die Konzentrationen von Pb, Hg und Zn weit unter den Werten, welche für den österreichischen Hausmüll ermittelt wurden, vgl. Tabelle 45). Die ermittelten Anteile der Sortierfraktionen am Restmüll und der jeweilige Wassergehalt sind in Tabelle 48 dargestellt, die Gehalte an Schadstoffen/Elementen im Restmüll und ihre Haupteintragsfraktionen in Tabelle 49 (MARB et al. 2004).

Wesentliche Schwermetalleinträge erfolgen durch die „Feinfraktion“, durch „Inertes“, „Sonstige Verbunde“ und „Elektronikschrott“, welche zusammen nur rund 17 Masse-% des bayrischen Restmülls ausmachen. Organische Verbindungen finden sich vor allem in der „Mittelfraktion“.

Tabelle 48: Fraktionen des bayrischen Restmülls und deren Wassergehalt (ohne abgetrennte Metallfraktion) (MARB et al.2004).

Fraktion	Unterscheidbare Produkte bzw. Teilfraktionen	Anteil am Restmüll in Masse-%	Wassergehalt in Masse-%
Feinfraktion (< 10 mm)		10,9	28,7
Mittelfraktion (10–40 mm)		14,2	49,7
Organik	Küchen-, Gartenabfälle, Tierkadaver	22,5	61,3
Hygieneprodukte	Windeln, Hygienepapier	14,5	61,8
PPK (Papier/Pappe/Kartonagen)	PPK-Verpackungen, Druckerzeugnisse	7,7	21,9
Kunststoffverpackungen	Kunststoffverpackungen, -folien	5,5	16,8
Glas	Behälterglas	4,4	1,1
Inertes	Tonwaren	2,8	2,1
Textilien	Bekleidung, sonstige Textilien	2,8	14,3
Sonstige Verbunde		2,6	7,4
Verbundverpackungen		1,9	19
Sonstige Kunststoffe		1,4	5,3
Renovierungsabfälle		1,4	5,7
Holz	Holzverpackungen, sonstiges Holz	1,2	13,9
Schuhe		0,9	5,2
Elektronikschrott		0,8	0,7
Staubsaugerbeutel		0,6	11,1
Leder/Gummi/Kork		0,3	6
Summe		96,4	

Ein Vergleich der Schwermetallkonzentrationen im Bayrischen Restmüll (siehe Tabelle 49) mit den Schwermetallkonzentrationen im Wiener Restmüll (siehe Tabelle 45) zeigt, dass der Wiener Restmüll deutlich höhere Blei-, Quecksilber- und Zinkkonzentrationen aufweist als der bayrische Restmüll, während die Cadmium- und Kupferkonzentrationen sehr ähnlich sind. Dies könnte zumindest zum Teil auf unterschiedlichen Methoden der Probenahme und Analytik zurückzuführen sein. Der genaue Grund kann anhand der zur Verfügung stehenden Daten nicht

geklärt werden. Jedenfalls kann die Schlussfolgerung gezogen werden, dass auch in Österreich der im Restmüll enthaltene Elektronikschrott wesentlich zur Schwermetallbelastung des Restmülls beiträgt.

Tabelle 49: Schadstoffgehalte im bayrischen Restmüll und Haupteintragspfade im Restmüll (ohne abgetrennte Metallfraktion und ohne Fraktionen mit geringem Schwermetallgehalt) (MARB et al.2004).

		Gehalt im Rest- müll	Haupteintragspfade in Masse-%									
			Feinfraktion	Mittelfraktion	Organik	PPK	Kunststoffverpackungen	Inertes	Textilien	Sonstige Verbunde	Sonstige Kunststoffe	Schuhe
Pb	mg/kg	132						26		12		16
Cd	mg/kg	6,1						13			16	28
Cr	mg/kg	212								32		23
Cu	mg/kg	222	8							9		69
Ni	mg/kg	24,1	8							15		48
Hg	mg/kg	0,118	25						13	13		
Zn	mg/kg	319					14			17		11
Sn	mg/kg	16,7	13					15				25
Cl	mg/kg	3.900	13	15	19							
C	mg/kg	220.000		12	17	15						
S	mg/kg	1.700	29	18			15					
N	mg/kg	8.500		15	27				10			
PAK	µg/kg	2.843	59	7						8		
Benzo-(a)-pyren	µg/kg	108	68	17						4		
Chlorphenole	µg/kg	245			9	11						21
Pentachlor-phenol	µg/kg	124										32
Indikator PCB	µg/kg	57	15	19							11	
PCDD/F	µg TEQ /kg	0,0058	21	27	27							



C.3 Literatur zu Annex C

- ALLGAIER & STEGMANN (2004): Batterien im Restmüll - Untersuchungen zum Batteriefluss im System "thermische Restmüllbehandlung". Proc. Depotech 2004, Leoben 24.-26.11.2004, Verlag Glückauf GMBH, Essen (2004) S. 672-676.
- AMT DER BURGENLÄNDISCHEN LANDESREGIERUNG (2003): Abfallwirtschaft Burgenland, Bericht 2003, Eisenstadt.
- BIO INTELLIGENCE SERVICE (2003): Impact assessment on selected policy options for revision of the battery directive. European Commission, Directorate General Environment, Brussels.
- BRUNS, E. (2004): Auflistung möglicher Schadstoffe. www.schadstoffmessungen.de.
- HAUER, W.; GOLDSCHMID, H. & HERZFELD, TH. (2002): Restmüllanalysen in Niederösterreich 2001/2002. Technisches Büro Hauer, im Auftrag der Niederösterreichischen Landesregierung, Korneuburg.
- JOHNKE, B. & QUEIßER, G. (1995): Verwertung und sonstige Entsorgung von Schlacken aus Verbrennungsanlagen für Siedlungsabfälle unter Beachtung rechtlicher und technischer Regelungen. Aus: Müllhandbuch. Erich Schmidt Verlag, Berlin.
- LEMAN (1997): Quellen der Gesundheitsgefährdung. GBU Hirschberg (1997), www.gbu-net.de/quellen.htm.
- MARB, C.; PRZYBILLA, I. & WEIGAND, H. (2004): Restmüllzusammensetzung, Schadstoffe und physikalisch chemische Eigenschaften. Proc. Depotech 2004, Leoben 24.-26.11.2004. Verlag Glückauf GmbH, Essen. S. 685–688.
- MCGLADE, J. (2004): European Packaging Waste Trends and the Role of Economic Instruments. European Voice conference Packaging our Futures, Brussels, 1–2 March 2004.
- MORF, L.; REIL, E. & RITTER, E. (2004): Vier Jahre routinemäßiges Stoffflussmonitoring an der MVA Spittelau – Resultate und Erfahrungen aus der Praxis. Proc. Depotech 2004, Leoben 24.–26.11.2004. Verlag Glückauf GMBH, Essen. S. 497–504.
- ROTTER, S. (2002): Schwermetalle in Haushaltsabfällen – Potenzial, Verteilung und Steuerungsmöglichkeiten durch Aufbereitung. Technische Universität Dresden, Beiträge zur Abfallwirtschaft/Altlasten, Band 27 (2002), Dresden.
- TAIBON, M.; VOGEL, E. & STEINER, M. (2004a): Restmüllanalysen Oberösterreich 2004. TBU Technisches Büro für Umweltschutz, Innsbruck. Im Auftrag des Amtes der Oberösterreichische Landesregierung.
- TAIBON, M.; VOGEL, E. & STEINER, M. (2004b): Siebgestützte Restmüllanalysen im Land Steiermark. TBU Technisches Büro für Umweltschutz, Innsbruck. Im Auftrag des Amtes der Steiermärkischen Landesregierung.
- TECHNISCHES BÜRO HAUER (1999): Kontrolle der Restmengenziele von Abfällen an sonstigen Verpackungen für das Kalenderjahr 1998. i.A. Bundesministerium f. Umwelt, Jugend und Familie, Korneuburg.
- UMWELTBUNDESAMT (1995b): Schachermayer, E.; Bauer, G. et al.: Messung der Güter- und Stoffbilanz einer Müllverbrennungsanlage. Monografien, Bd. M-56. Umweltbundesamt, Wien.
