



BZL Kommunikation und Projektsteuerung GmbH

Rohstoffliche Verwertung von getrennt erfassten Verpackungen oder Mitbenutzung der Restmülltonne ?

Ökobilanzieller Vergleich verschiedener Verwertungswege unter Berücksichtigung öffentlich-rechtlicher Entsorgungsinfrastrukturen



Auftraggeber:

Landbell AG , Mainz

Oyten, den 19. Januar 2002

Autoren:

Dipl.-Biol. Barbara Zeschmar-Lahl

Dr. Uwe Lahl, (bis 21.05.2001 bei **BZL**)

Rohstoffliche Verwertung von getrennt erfassten Verpackungen oder Mitbenutzung der Restmülltonne ?

1	VERANLASSUNG	1
2	DEFIZITANALYSE VERFÜGBARER DSD-ÖKOBILANZEN	2
2.1	Die Ökobilanzen des Fraunhofer-Instituts	2
2.1.1	Die „große“ DSD-Ökobilanz (DSD-Studie), (1995) 1999	3
2.1.2	Verwertung von Kunststoffabfällen aus Verkaufsverpackungen in der Zementindustrie (VDZ-Studie), 1997.....	16
2.1.3	Mitverbrennung von Kunststoffabfällen der getrennten Verpackungsabfallsammlung in MVAs (APME-Studie), 1998.....	19
2.1.4	Verwertung von Kunststoffabfällen aus Verkaufsverpackungen in Müllverbrennungsanlagen (MVB-Studie), 1999	21
2.1.5	Verwertung von Kunststoffabfällen aus Verkaufsverpackungen im Sekundärrohstoffverwertungszentrum Schwarze Pumpe (SVZ), 2000	23
2.1.6	Analyse eines neuen Konzeptes des Fraunhofer IVV zur Erfassung von Verpackungsabfällen und zur Behandlung von Restmüll (Landbell-Studie), 2000	25
2.1.7	Ökobilanzieller Vergleich der energetischen Verwertung von Kunststoffen mit Verfahren des rohstofflichen Recyclings für den Raum Mannheim / Ludwigshafen, 2000.....	26
2.1.8	Fazit Fraunhofer-Ökobilanzen.....	27
2.2	Die Ökobilanz von Öko-Institut / Deutsche Projekt Union im Auftrag der Arbeitsgemeinschaft Verpackung und Umwelt (AGVU), 1999.....	28
2.2.1	Ergebnisse.....	29
2.2.2	Defizitanalyse.....	31
2.3	Das HTP/IFEU-Gutachten, 2000	38
2.3.1	Aufbau der Untersuchung	38
2.3.2	Ergebnisse.....	40
2.3.3	Kritik der Ergebnisse	41
2.4	Empfehlung des Sachverständigenrates für Umweltfragen	45
3	ROHSTOFFLICHE VERWERTUNG VON GETRENNT ERFASSTEN VERPACKUNGEN ODER MITBENUTZUNG DER RESTMÜLLTONNE – ÖKOBILANZIELLER VERGLEICH VERSCHIEDENER VERWERTUNGSWEGE UNTER BERÜCKSICHTIGUNG VORHANDENER ÖFFENTLICH-RECHTLICHER ENTSORGUNGSINFRASTRUKTUREN	47
3.1	Aufgabenstellung	47
3.2	Methode der Untersuchung.....	48

3.2.1	Wirkungskategorien	48
3.2.2	Zuordnung der verfügbaren Sachbilanzgrößen zu Wirkungskategorien	50
3.2.3	Verknüpfung von Sachbilanzdaten mit spezifischen potenziellen Umweltwirkungen.....	52
3.2.4	Bilanzierungsräume	60
3.2.5	Gut- und Lastschriften.....	63
3.3	Festlegung des Untersuchungsziels.....	64
3.4	Festlegung des Untersuchungsrahmens.....	65
3.4.1	Festlegung der funktionellen Einheit	65
3.4.2	Festlegung von Szenarien.....	65
3.5	Sachbilanz	67
3.5.1	Datengrundlagen	68
3.5.2	Verwertung im Hochofen.....	68
3.5.3	Verwertung im SVZ.....	71
3.5.4	Verwertung im Zementwerk	74
3.5.5	Verwertung im Kraftwerk.....	75
3.5.6	Deponierung	76
3.5.7	Metallrecycling	77
3.5.8	Reststoffverwertung	79
3.5.9	Erzeugte Energie/Stoffe	79
3.6	Wirkungsabschätzung.....	80
4	ERGEBNISSE.....	82
4.1	Verpackungsabfälle aus Metall.....	82
4.1.1	Fazit Metallverpackungen	85
4.2	Verpackungsabfälle aus kleinteiligen Kunststoffen (LVP-Mischfraktion)	85
4.2.1	Lokale Ergebnisse	85
4.2.2	Bilanzielle Ergebnisse	89
4.2.3	Fazit Verpackungsabfälle aus kleinteiligen Kunststoffen (LVP-Mischkunststoffe).....	94
5	AUSWERTUNG	95
5.1	Metallverpackungen.....	95
5.2	Kleinteilige Kunststoffverpackungen (LVP-Mischfraktion).....	95
6	FAZIT UND SCHLUßFOLGERUNGEN	97
7	DANKSAGUNG	102
8	LITERATUR.....	103

Verzeichnis der Abbildungen

Abbildung 1: Ergebnisse der großen DSD-Studie, 1999; Vergleich verschiedener Verwertungsverfahren in Relation zur Deponierung (eigene Grafik).....	5
Abbildung 2: Ergebnisse der großen DSD-Studie, 1999; Vergleich verschiedener Verwertungsverfahren in Relation zur Deponierung; hier: Sensitivitätsbetrachtung (eigene Grafik).....	6
Abbildung 3: Ergebnisse VDZ-Studie (Daten SVZ-Vergasung und Palisaden aus Endfassung der DSD-Studie) (eigene Grafik).....	17
Abbildung 4: Bilanzergebnis toxische Schwermetalle: Entsorgung von 1 Mg Restabfall in einer MVA verglichen mit der Mitverbrennung einer hochkalorischen MBA-Fraktion aus 1 Mg Restabfall in einem Zementwerk und Verbrennung des verbleibenden Restes in einer MVA (Daten nach ()) (eigene Grafik), kritisches Luftvolumen in m ³ /Mg	18
Abbildung 5: Ergebnisse APME-Studie (ergänzt um SVZ aus (4)) (eigene Grafik)	20
Abbildung 6: Ergebnisse der MVB-Studie (Ergebnis SVZ aus der DSD-Studie, Langfassung) (eigene Grafik).....	22
Abbildung 7: Ergebnisse der SVZ-Studie (eigene Grafik)	24
Abbildung 8: Gesamtergebnis AGVU-Studie (ohne MVA Standard und MVA 1 – 3) (eigene Grafik)	30
Abbildung 9: Metallabtrennung bei der STRABAG, hier Fe-Metalle	43
Abbildung 10: MBA Kaiserslautern (Splitting-Anlage): Fe-Fraktion aus Grobfraktion	83
Abbildung 11: MBA Kaiserslautern (Splitting-Anlage): NE-Fraktion aus Grobfraktion	83
Abbildung 12: MBA Aßlar (Stabilat-Anlage): Abgetrennte NE-Fraktion	84
Abbildung 13: Fa. Trienekens, Anlage VZEK: Abgetrennte NE-Fraktion aus der Aufbereitung der LVP-Fraktion.....	84
Abbildung 14: Abgetrennte NE-Fraktion bei der STRABAG (MV-Schlacke-Aufbereitung)	85
Abbildung 15: Ergebnisse lokal/Luftpfad: Carcinogene und toxische Schwermetalle in m ³ /Mg; Photooxidanzienbildungspotenzial (POCP) in mg Ethylen-Äq./Mg und Versauerungspotenzial (AP) in mg SO ₂ -Äq./Mg	87
Abbildung 16: Ergebnisse lokal/Wasserpfad: Carcinogene und toxische Schwermetalle in l/Mg; Eutrophierungspotenzial (NP) in mg PO ₄ -Äq./Mg	88
Abbildung 17: Ergebnisse Kumulierte Primärenergie in MJ/Mg	89
Abbildung 18: Ergebnisse global/Luftpfad: Carcinogene und toxische Schwermetalle in m ³ /Mg; Treibhauspotenzial (GWP) in mg CO ₂ -Äq./Mg	90
Abbildung 19: Ergebnisse global/Luftpfad: Photooxidanzienbildungspotenzial (POCP) in mg Ethylen-Äq./Mg, Versauerungspotenzial (AP) in mg SO ₂ -Äq./Mg und Eutrophierungspotenzial (NP) in mg PO ₄ -Äq./Mg	91
Abbildung 20: Ergebnisse global/Wasserpfad: Carcinogene und toxische Schwermetalle in l/Mg; Eutrophierungspotenzial (NP) in mg PO ₄ -Äq./Mg	93

Verzeichnis der Tabellen

Tab. 1:	Anteil Beseitigung in MVA/MBA/Deponie für die Mischkunststoff-Verpackungsmaterialgruppen (Letztempfängerebene) an der jeweils „verwerteten“ Menge.....	2
Tab. 2:	In der DSD-Studie betrachtete Szenarien	4
Tab. 3:	Ergebnisse der Rückrechnung zur Ermittlung des Verwertungsmoduls „Hochofen“, hier Versauerungspotenzial (AP)	9
Tab. 4:	Ergebnisse der Rückrechnung zur Ermittlung des Verwertungsmoduls „Hochofen“, hier Treibhauspotenzial (GWP).....	11
Tab. 5:	Komplementärprozess zur Mischkunststoffverwertung im Hochofen der Stahlwerke Bremen; Reduktionsmittel schweres Heizöl ().....	13
Tab. 6:	Komplementärprozess zur Mischkunststoffverwertung im Hochofen für Anlagen mit höherem Standard als die Stahlwerke Bremen ()	14
Tab. 7:	Vergleich Verwertung im Hochofen mit Entsorgung über MVA bei veränderten Komplementärprozessen für den Hochofen, in kg CO ₂ -Äquivalente je kg DSD-Fraktion	14
Tab. 8:	Einsatzmenüs für das SVZ nach (12).....	23
Tab. 9:	Energieauskopplungskonzepte deutscher MVAs (14)	29
Tab. 10:	Auftrennung des lizenzierten Verpackungsanteils in der getrennten LVP-Sammlung nach Verpackungsgruppen	38
Tab. 11:	Produktanteile aus der Wertstoffbilanz für Folien < DIN A4 bei unterschiedlichen DSD-Szenarien	39
Tab. 12:	Aggregierte Darstellung der Ergebnisse des ökologischen Vergleichs von DSD- und MVA-Szenarien der untersuchten Verpackungsmaterialgruppen; SQ = Status quo	40
Tab. 13:	Aggregierte Darstellung der Ergebnisse des ökologischen Vergleichs von DSD- und MVA-Szenarien der untersuchten Verpackungsmaterialgruppen; SQ = Status quo	42
Tab. 14:	Metallrückgewinnung im Rahmen der Müllverbrennung in der MVB, in Mg/a ()	44
Tab. 15:	Bezugskonzentrationen zur Ermittlung des kritischen Emissionsvolumens für carcinogene Schadstoffe nach US-EPA (/)IRIS (44) (Stand April 1999).....	55
Tab. 16:	Bezugskonzentrationen zur Ermittlung des kritischen Emissionsvolumens für nicht-carcinogene toxischen Schwermetalle (50)	56
Tab. 17:	Relative Treibhauspotenziale (GWP _i , global warming potential) der wichtigsten direkt wirkenden Treibhausgase in CO ₂ -Äquivalenten, bezogen auf einen Zeithorizont von 100 Jahren nach IPCC 1995.....	57
Tab. 18:	Relative Ozonabbau Potenziale (ODP _i , ozone depletion potential) wichtiger ozonschädigender Stoffe auf Massenbasis in R 11-Äquivalenten ().....	57

Tab. 19:	Photochemische Ozonbildungspotenziale (POCP _i , photochemical ozone creation potential) in Ethen-Äquivalenten (36).....	58
Tab. 20:	Versauerungspotenzial (AP _i , acidification potential) in SO ₂ -Äquivalenten, basierend auf dem gewichtsbezogenen Protonenbildungspotenzial der Emissionen (36).....	58
Tab. 21:	Eutrophierungspotenzial (NP _i , nitrification potential) in PO ₄ -Äquivalenten, basierend auf einer durchschnittlichen Biomassezusammensetzung von C ₁₀₆ H ₂₆₃ O ₁₁₀ N ₁₆ P (36).....	59
Tab. 22:	Zuordnung der verfügbaren Sachbilanzgrößen zu den Wirkungskategorien	50
Tab. 23:	Bewertungsvorschlag des UBA (47) zur ökologischen Gefährdung und Abstand zu Umweltzielen und Gesamtbewertung nach HTP/IFEU (22) und BZL.	81
Tab. 24:	Zuordnung der verwendeten Datenquellen zu den bilanzierten Prozessen.....	68
Tab. 25:	Bilanz des gesamten Hochofens für vorgegebene Betriebsparameter ().....	70
Tab. 26:	Elementaranalyse von gebräuchlichen Reduktionsmitteln für den Einsatz im Hochofen (56)	70
Tab. 27:	Reduktionspotenziale für Schweröl bzw. Kunststoffe in Mol/kg	71
Tab. 28:	Input-Output-Bilanz zum Äquivalenzsystem Methanolerzeugung aus Erdgas, nach Daten aus (12)	72
Tab. 29:	Datensatz zur Berechnung der Verwertung im Vergasungsverfahren SVZ (11, 57, 63)	73
Tab. 30:	Übersicht über die betrachteten Szenarien	98
Tab. 31:	Aggregierte Gesamtergebnisse der Szenarienberechnungen für den Bereich der Metallverpackungen aus Fe bzw. NE, nach (60)	95
Tab. 32:	Aggregierte Gesamtergebnisse der Szenarienberechnungen für den Bereich der Kunststoffverpackungen etc.	96
Tab. 33:	Zu erfüllende Anforderungen für eine ökologische Gleichwertigkeit zwischen der Verwertung über die Restmülltonne und der heutigen DSD-Praxis	101

Rohstoffliche Verwertung von getrennt erfassten LVP-Verpackungen oder Mitbenutzung der Restmülltonne?

1 Veranlassung

Die getrennte Sammlung von Verpackungen wurde zu einem Zeitpunkt eingeführt, an dem die Hauptmenge der Abfallstoffe aus Haushaltungen deponiert wurden. Diese Entsorgungsweise stand und steht unter erheblicher ökologischer Kritik, insbesondere wegen ihrer Verdrängung von Ressourcen und ihrer Emissionen. Zum damaligen Zeitpunkt war die Einführung der getrennten Sammlung und waren selbst die ökologisch suboptimalen Verwertungsformen ein wichtiger Fortschritt für den Umweltschutz.

Fraglich ist, ob sich diese Bewertung für die suboptimalen Verwertungsformen heute noch aufrecht erhalten lässt. So sind zwischenzeitlich für die Restabfallentsorgung viele moderne MBAs und MVAs realisiert worden, die ebenfalls einen Beitrag zur Verwertung leisten. Die Anzahl dieser Anlagen (MBAs plus MVAs) liegt bei rund 100 und die darin entsorgte Restabfallmenge beläuft sich auf 16 bis 17 Mio. Mg/a. Diese neue Fragestellung wird verstärkt, weil insbesondere aufgrund der seit 1.3.2001 geltenden Rechtslage (z.B. 30. BImSchV, AbfAbIV) bis spätestens Juni 2005 moderne Entsorgungsanlagen (MBA, MVA) für weitere gut 10 Mio. Mg/a an Restabfällen in Betrieb gegangen sein werden.

Die getrennte Sammlung von LVP-Verpackungen und deren Sortierung und Verwertung ist deutlich kostenintensiver als die Restmüllentsorgung in modernen MBAs oder MVAs. Daher müssten, um diese Mehrkosten zu rechtfertigen, mit der getrennten Sammlung und Verwertung qualitativ bedeutende ökologische Vorteile gegenüber der Restmüllentsorgung verbunden sein.

Die kritischen Diskussionen über „cost - benefit“ haben sich in den vergangenen Jahren an den mengenmäßig relevanten rohstofflichen Verwertungsaktivitäten des DSD für die Mischkunststoffe der LVP-Verpackungen (Verwertung im Hochofen und Vergasung im SVZ) entzündet, wobei diesen Zielpfaden im Falle des Vorhandenseins von ökologisch hochwertigen Anlagen (MBAs und MVAs) die Option gegenübersteht, die kleinteiligen Mischkunststoffe im Restabfall zu belassen und über die genannten Anlagen zu verwerten. Hierfür spricht zum einen, dass die über das DSD einer Verwertung zugeführte LVP-Menge von im Mittel 16,6 kg pro Einwohner und Jahr in beinahe gleicher Größenordnung (\emptyset 13,2 kg LVP/E-a, Bereich: ca. 6 – 21 kg LVP/E-a) noch einmal über den Hausmüll entsorgt wird (1). Zum anderen spricht auch dafür, dass ein erheblicher Anteil der „verwerteten“ Kunststoffe aus der Mischkunststofffraktion nicht nur derzeit (Status quo), sondern auch nach einer von HTP/IFEU (2) berechneten Optimierung des Status quo (halbautomatische Sortieranlagen) letztlich doch in genau diese Beseitigungsanlagen gelangt bzw. gelangen wird, wie Tab. 1 zeigt (3).

Tab. 1: Anteil Beseitigung in MVA/MBA/Deponie für die Mischkunststoff-Verpackungsmaterialgruppen (Letztempfängerebene) an der jeweils „verwerteten“ Menge

Verpackungs- materialgruppe KS = Kunststoff	D S D S t a t u s q u o (1 9 9 8)			DSD Status quo optimiert, Anteil in Beseitigung
	„Verwertete“ Menge insges.	davon anschließend in Beseitigung (70 % Deponie, 30 % MVA)		
KS-Folien < A4	90.000 Mg	34.020 Mg	37,8 %	23,6 %
KS-Becher	112.000 Mg	40.432 Mg	36,1 %	35,9 %*
sonstige KS	104.000 Mg	49.608 Mg	47,7 %	41,4 %*
KS-Verbunde	24.000 Mg	10.896 Mg	45,4 %	28,9 %

* neue Spezifikation

Derartige Vorschläge werden vom DSD allerdings als ökologischer Rückschritt abgelehnt. Begründet wird dies über Ökobilanzen, die diesen Rückschritt zeigen würden.

Vor diesem Hintergrund hat die Landbell AG, Mainz, die BZL GmbH beauftragt, die verfügbaren Ökobilanzen zur Verwertung der getrennt erfassten Verpackungen einer Defizitanalyse zu unterziehen und darauf aufbauend einen eigenen ökobilanziellen Vergleich zwischen der rohstofflichen Verwertung von getrennt erfassten Verpackungsabfällen (insbesondere LVP-Mischkunststoffe) und einer Verwertung derselben über die Entsorgungsinfrastrukturen der öffentlich-rechtlichen Entsorgungsträger durch Belassen im Restabfall durchzuführen.

2 Defizitanalyse verfügbarer DSD-Ökobilanzen

In einem ersten Teil der Studie sollten die verfügbaren Ökobilanzen zur Verwertung von Verpackungen aus der getrennten Sammlung des Dualen Systems Deutschlands (DSD) auf Defizite untersucht und daraus Untersuchungsbedarfe und Hinweise für die methodische Bearbeitung der zu untersuchenden Fragestellung abgeleitet werden.

2.1 Die Ökobilanzen des Fraunhofer-Instituts

Anfang der 90er Jahre hat das DSD eine groß angelegte Ökobilanz in Auftrag gegeben. Hauptauftragnehmer war das Fraunhofer-Institut für Verfahrenstechnologie und Verpackungen in Freising bei München (im Folgenden IVV oder Fraunhofer-Institut). In Folge dieser Untersuchung wurden vom Fraunhofer-Institut für diverse Auftragnehmer Nachfolgestudien durchgeführt.

2.1.1 Die „große“ DSD-Ökobilanz (DSD-Studie), (1995) 1999

Titel der Untersuchung war „Ökobilanzen zur Verwertung von Kunststoffabfällen aus Verpackungen“. Diese Untersuchung wurde 1995 fertiggestellt. Das Untersuchungsergebnis wurde als Kurzfassung in die öffentliche Diskussion gegeben. In Fachkreisen wurde die Fassung aus dem Jahr 1995 kontrovers bewertet. So fehlte zum damaligen Zeitpunkt eine Sensitivitätsbetrachtung der wichtigsten Ergebnisse der Studie.

Die Studie wurde anschließend einem sog. critical review unterzogen, wie dies auch in der DIN 14040ff. vorgeschrieben ist. Dieser Prozess dauerte von 1996 bis 1998, also insgesamt rund drei Jahre. Das critical review wurde vom Institute for Prospective Technological Studies (IPTS) der Europäischen Kommission geleitet und umfasste ein internationales Panel von hochrangigen Experten. Im Verlauf dieses reviews veränderte die genannte Studie an vielen Stellen ihr Gesicht, auch in methodischer Hinsicht (Nutzenkorb-Berechnung). Seit 1999 ist auch die Langfassung der Untersuchung öffentlich zugänglich (4). Der Titel der Studie lautet nun „Recycling and Recovery of Plastics from Packagings in Domestic Waste – LCA-type Analysis of Different Strategies“. Lediglich diese **Endfassung** der Studie, die im Jahr 1999 publiziert wurden, wird im Folgenden behandelt.

Die IVV-Autoren vergleichen die getrennte Sammlung, Sortierung und Verwertung von Kunststoffverpackungsabfällen mit der Deponierung sowie der Entsorgung derselben über die Müllverbrennung. Als Verwertungsverfahren kommen neben der energetischen und der stofflichen Verwertung der Verpackungsabfälle auch die rohstofflichen Verwertungsverfahren in Betracht. Tab. 2 zeigt eine Übersicht der miteinander verglichenen Szenarien.

Im Folgenden werden entsprechend der eingangs skizzierten Problemstellung die Ergebnisse wiedergegeben, die die heute mengenmäßig dominierenden Verwertungswege der LVP-Mischfraktion (Szenario 4, 6, 14) mit der Entsorgung derselben über den Restmüll und in einer MVA (Szenario 7) verglichen (**Fettdruck** in Tab. 2).

Die Zahlenwerte in den Abbildungen sind zu verstehen als Reduktion (negative Werte) oder Erhöhung (positive Werte) der Inanspruchnahme der jeweiligen Umweltressource verglichen mit dem Basisszenario Deponierung (Ild. Nr. 1). Dieses Szenario wurde per Definition in der genannten Studie als Null gesetzt. Abbildung 1 zeigt die Ergebnisse der DSD-Studie.

Tab. 2: In der DSD-Studie betrachtete Szenarien

Lfd. Nr.	Szenario	Art der Verwertung
1	Deponierung, Basisszenario	keine
2	HTW-Vergasung nach RHEINBRAUN	rohstofflich
3	Hydrierung nach KAB	rohstofflich
4	Hochofen nach Stahlwerke Bremen	rohstofflich
5	BASF-Prozess	rohstofflich
6	SVZ-Vergasung	rohstofflich
7	Müllverbrennung, Rostfeuerung nach MHKW Würzburg	energetisch
8	Monoverbrennung, Wirbelschicht, Pilotanlage AHLSTROM	energetisch
10	Flaschenrecycling (Kunststoffersatz)	werkstofflich
11	Folienrecycling (Kunststoffersatz)	werkstofflich
12	Folienrecycling (cable conduit) (Kunststoffersatz)	werkstofflich
13	Palisade (Holzersatz)	werkstofflich
14	Palisaden (Zementersatz)	werkstofflich
15	Palisaden aus Agglomerat (Zementersatz)	werkstofflich
16	Zaunfüße (Zementersatz)	werkstofflich

Die folgenden Abbildungen sind jeweils auf der Basis der Ergebnisse in den Studien von uns in eine neue Darstellungsform gebracht worden. Da wir alle Ergebnisse jeweils in möglichst nur einer Abbildung zusammenstellen und dadurch auch dem Leser besser vergleichbar vorstellen wollten, haben wir die logarithmische Darstellung gewählt. Hiergegen kann sicherlich kritisch angeführt werden, dass Ergebnisunterschiede nicht mehr so gut erkennbar sind. Daher sei an dieser Stelle auf diesen Aspekt explizit hingewiesen!

Wir haben den logarithmischen Maßstab aber auch aus einem inhaltlichen Grund gewählt. Wer sich die Mühe macht, die jeweiligen Langfassungen der Studien näher zu prüfen, wird erkennen, wie häufig die Autoren aus den unterschiedlichsten Gründen gezwungen sind, Annahmen zu treffen, Schätzungen durchzuführen und „weiche“ Daten zu verwenden. Aus diesen Gründen ist die Signifikanz eines Ergebnisunterschiedes von zentraler Bedeutung. Hierfür ist der logarithmische Maßstab recht gut geeignet; er lenkt das Augenmerk auf **signifikante** Unterschiede.

Abbildung 1: Ergebnisse der großen DSD-Studie, 1999; Vergleich verschiedener Verwertungsverfahren in Relation zur Deponierung (eigene Grafik)

- GWP = global warming potential, Treibhauspotenzial
- AP = acidification potential, Versauerungspotenzial
- NP = nitrification potential, Eutrophierungspotenzial
- DK = Deponieklasse
- SAD = Sonderabfalldeponie

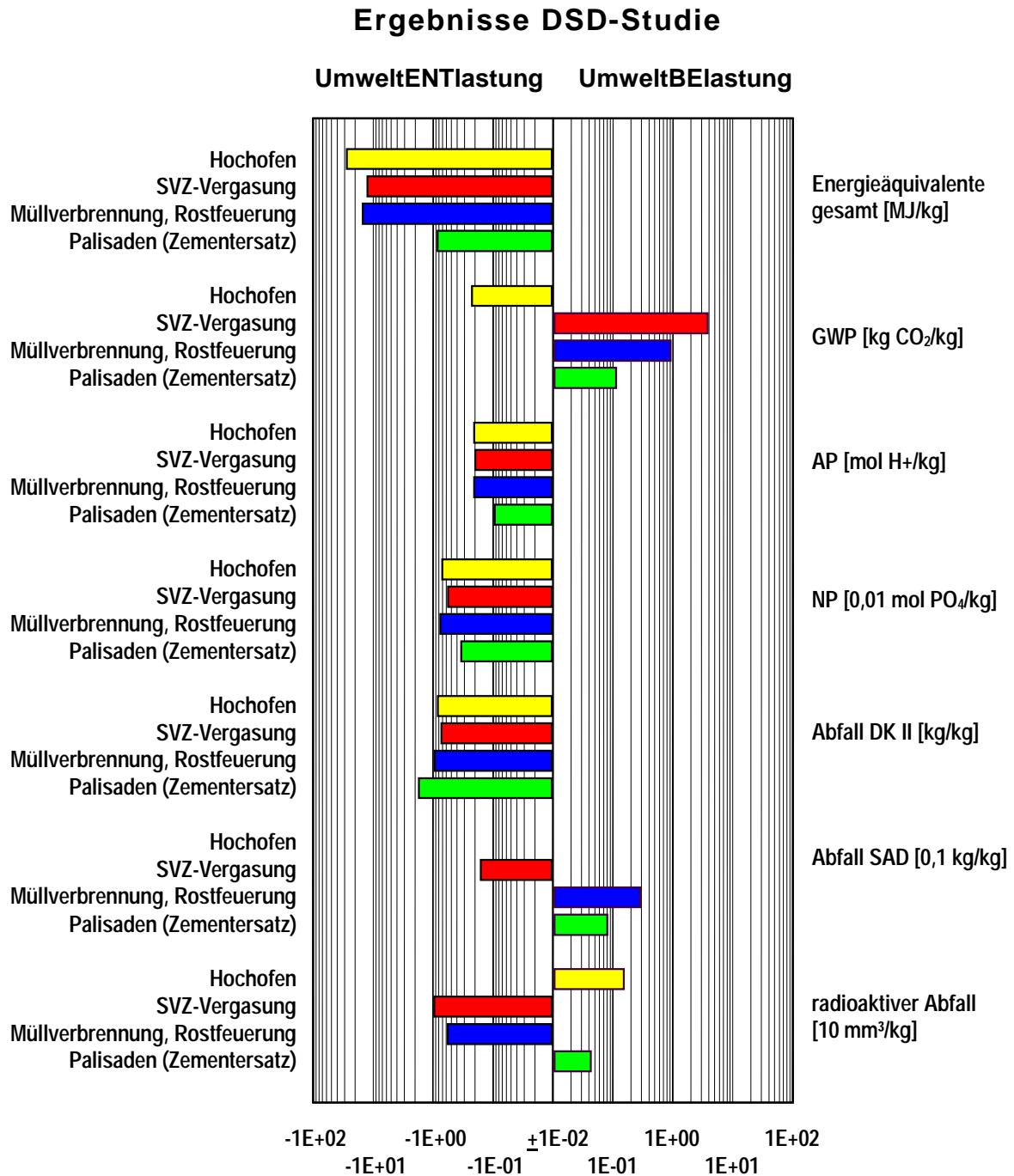
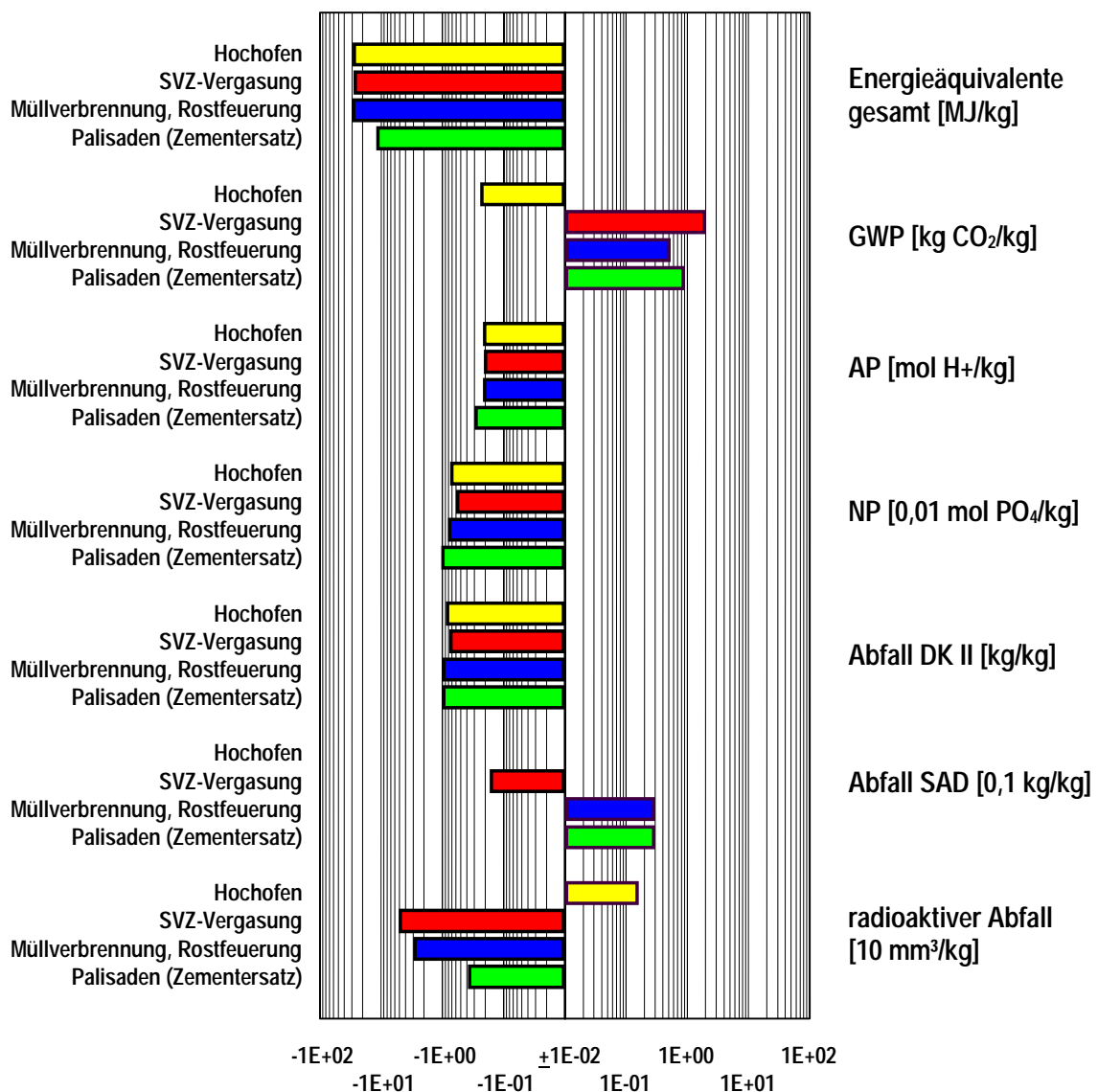


Abbildung 2: Ergebnisse der großen DSD-Studie, 1999; Vergleich verschiedener Verwertungsverfahren in Relation zur Deponierung; hier: Sensitivitätsbetrachtung (eigene Grafik)

- GWP = global warming potential, Treibhauspotenzial
- AP = acidification potential, Versauerungspotenzial
- NP = nitrification potential, Eutrophierungspotenzial
- DK = Deponieklasse
- SAD = Sonderabfalldeponie

Ergebnisse Sensitivitätsbetrachtung DSD-Studie

UmweltENTlastung UmweltBElastung



Aus Abbildung 1 wird deutlich, dass verglichen mit Szenario 6 (Verwertung über das Sekundärrohstoffverwertungszentrum Schwarze Pumpe (SVZ)) die konventionelle MVA bis auf die Kriterien Sonderabfall und radioaktiver Abfall besser abschneidet. Bezüglich der Verwertung im Hochofen (Szenario 4) ergibt sich ein gegenteiliges Bild, mit besseren Ergebnissen (ausgenommen radioaktiver Abfall) für dieses rohstoffliche Verwertungsszenario.

Bezieht man die in der Endfassung der Studie enthaltene Sensitivitätsbetrachtung mit ein (Ergebnisse siehe Abbildung 2), so zeigt sich, dass für moderne Müllverbrennungsanlagen mit Kraft-Wärme-Kopplung (und dem ganzjährigen Absatz dieser Wärme) sich die Ergebnisse von der Verwertung im SVZ deutlich positiv absetzen und zur Verwertung im Hochofen keine signifikanten Unterschiede mehr erkennbar sind (bis auf GWP).

Die Ergebnisse der beiden Abbildungen sind insoweit bemerkenswert, weil bei genauerer Betrachtung gerade für das Szenario 7 (MVA) Annahmen getroffen wurden, die u. E. kritisch zu würdigen sind. So wären die folgenden Fragen zu stellen:

1. Im Prozess „Waste Incineration“ (Szenario 7) wird keine getrennte Sammlung und Sortierung des DSD-Materials unterstellt, sondern die DSD-Materialien werden – im Unterschied zu den Prozessen des rohstofflichen Recyclings – mit dem Restmüll zusammen erfasst und in dieser Form dann auch verbrannt. Dennoch wird auch in diesem Szenario eine erhebliche Menge an Sortierresten (335 g auf 1 kg Kunststoffabfall entsprechend 25 %) auf die Deponie gebracht. Diese Sortierreste können aber realiter gar nicht anfallen, weil die Verpackungsabfälle nicht getrennt erfasst und sortiert, sondern in Gänze im Restabfall belassen werden. Wäre es da nicht realitätsnäher anzunehmen, dass diese heizwertreichen Sortierreste (Hu 16.400 kJ/kg), die ebenfalls im Restabfall enthalten sind, mit diesem mitverbrannt und die hierbei sich einstellenden Gutschriften dem Szenario 7 hinzugerechnet werden?

Von besonderer Bedeutung für das Ergebnis ist diese Berechnungsweise für die Kategorie Versauerungspotenzial. Die nähere Aufschlüsselung der Einzelbeiträge zeigt nämlich, dass für diese Kategorie das im Rahmen der Deponierung der Sortierreste freigesetzte Ammonium die Ergebnisse mit großem Abstand dominiert.

2. Für die Stromgutschriften aus den thermischen Prozessen wird der durchschnittliche bundesdeutsche Strommix herangezogen. Es ist u.E. aber nicht anzunehmen, dass die über beispielsweise die Monoverbrennung oder die MVA ins öffentliche Netz eingespeiste zusätzliche Strommenge Energien aus dem Grundlastbereich verdrängt (vergl. auch AGVU-Studie, s.u.). Vielmehr würde eine derartige Einspeisung nur die Mittel- und Spitzenlast tangieren. Dort werden, wenn sich die Einspeisungen aus MVAs verändern, die Einspeisungen ins Netz hoch- oder heruntergefahren.
3. Welche Gründe sprechen dafür, die bereitgestellte Fern- bzw. Nahwärme für die Nutzung im urbanen Bereich aus der Kraft-Wärme-Kopplung von Abfallverbrennungsanlagen nur über ein Referenzszenario Gaskraftwerk zu modellieren? Müßte man hier nicht auch von einem Wärmemix ausgehen, dessen Modellierung sicherlich nicht ganz einfach ist? So wäre auch zu durchdenken (in einer Sensitivitätsberechnung), was in den Fällen herauskommt, in denen die Fernwärme beim Ausfall der MVA aus einem öl- oder kohlebefe-

erten Spitzenheizwerk bereitzustellen ist. Diese Konstellationen sind in vielen Städten gegeben (Hamburg, Bielefeld u.a.m.). Und schließlich ist die Regelalternative in Deutschland zur Fern- bzw. Nahwärme die eigene Kleinf Feuerungsanlage.

Weiter wird von uns wie auch von den critical review panel-Mitgliedern bemängelt, dass in der DSD-Studie keine humantoxikologisch relevanten Parameter/Kriterien einbezogen wurden, obwohl dies gerade bei der in Deutschland stattfindenden Diskussion über Verwertung und Müllverbrennung das dominierende Thema ist (= Defizit bei der Auswahl der Kategorien).

2.1.1.1 Datentransparenz

Das Herzstück der Untersuchung sind die Datensätze (Module), die die Verwertung in den jeweiligen Anlagen darstellen. Diese Datensätze definieren das Ergebnis. Daher wären gerade diese Datensätze offenzulegen: beispielsweise, welche Emissionen und Energiedaten für die Kunststoffverwertung im Hochofen der Stahlwerke Bremen eingesetzt wurden. Diese Daten werden vom Fraunhofer-Institut aber als vertraulich angesehen.

Dieses Vorgehen widerspricht der Norm DIN 14040 ff., hier insbesondere DIN 14040. Dort heißt es unter Punkt 4.1, dritter Spiegelstrich, 2. Satz:

- „... Ökobilanz-Studien sollten die Datenquellen erörtern und dokumentieren, und sie sollten eindeutig und sachgerecht übermittelt werden.“

Weiterhin macht Punkt 6 Absatz 2 bzgl. des Berichtes an den Auftraggeber (nicht zu verwechseln mit dem zusätzlichen Bericht für Dritte) eindeutig klar:

„Die Ergebnisse, Daten, Methoden, Annahmen und Einschränkungen müssen transparent und mit ausreichender Ausführlichkeit dargelegt werden, um es dem Leser zu ermöglichen, die Komplexität und Wechselwirkungen der Ökobilanz-Studie zu verstehen.“

Es ist auch deshalb zu kritisieren, weil alle folgenden Studien des Fraunhofer-Instituts (und von Öko-Institut/DPU) mit diesem unveröffentlichten Datensatz arbeiten.

Über Rückrechnung kann man versuchen, diese black box „einzukreisen“. Die folgende Tabelle zeigt das Ergebnis einer solchen Rückrechnung. Es ergaben sich keine plausiblen Ergebnisse.

Tab. 3: Ergebnisse der Rückrechnung zur Ermittlung des Verwertungsmoduls „Hochofen“, hier Versauerungspotenzial (AP)

	Anmerkung / Quelle	Stickoxide NOx (als NO ₂)	Schwefel- dioxid (SO ₂)	Schwefel- oxide SOx	Ammonium, Wasserpfad
Transport, hier Vorkette Diesel in kg/kg Diesel	DSD-Langfassung ecomed, Appendix 1: S. 107	8,50E-04	7,30E-04	-	-
Transport, hier Transport selbst: kg/kg	DSD-Langfassung, ecomed, Appendix A, S. 106, Tab. 2.4- 14	3,60E-02	6,00E-03	-	-
Summe Transport in kg/kg		3,69E-02	6,73E-03	0,00E+00	0,00E+00
Lastschrift Sammlung DSD-LVP in kg/kg	80 km, 1,335 kg, nach DSD Langfas- sung, S. 41, Abb. 3.5-5; 0,5l Diesel/ 2 Mg Zuladung/km (Appendix 1, S. 8) = 0,016 kg Diesel für 1 kg und 80 km Transport, 1,355 kg 8s.o.) entspr. 0,0214 kg Diesel	7,89E-04	1,44E-04	0,00E+00	0,00E+00
Deponierung von Sortierresten in kg/kg	DSD-Langfassung, ecomed, Appendix 1, S. 117, Tab. 2.4- 21	2,30E-04	3,30E-04	-	1,57E-03
Lastschrift Deponierung in kg/kg	0,335 kg Sortierre- ste auf die Deponie	7,71E-05	1,11E-04	0,00E+00	5,26E-04
Stromerzeugung in kg/kWh	DSD-Langfassung, ecomed, appendix 1, S. 100, Tab 2.4-3	4,10E-04	3,80E-04		
Lastschrift Stromverbrauch Sammlung und Transport in kg/kg	0,05 kWh nach Fig. 3. 55	2,05E-05	1,90E-05	0,00E+00	0,00E+00
Lastschrift Stromverbrauch Agglomerierung in kg/kg	0,2 kWh nach Fig. 3.5-5	8,20E-05	7,60E-05	0,00E+00	0,00E+00
Lastschrift Transport Agglomerat in kg/kg	Dichte Agglome- rat:325 kg/m ³ , DSD- Langf, ecomed, appendix A, S. 10; 0,11 kg Dieselve- brauch je kg Ag- glomer. (siehe Nebenrechnung A), inkl. Leerfahrt zu- rück	4,05E-03	7,40E-04	0,00E+00	0,00E+00
Deponierung von DSD „residual material“ in kg/kg	DSD-Langfassung, ecomed, Appendix A, S. 116, Tab. 2.4- 20	1,50E-04	7,20E-05	-	1,37E-03

	Anmerkung / Quelle	Stickoxide NOx (als NO ₂)	Schwefel- dioxid (SO ₂)	Schwefel- oxide SO _x	Ammonium, Wasserpfad
Lastschrift Deponierung „residual waste“ in kg/kg	0,115 kg/kg DSD- Plastik nach Fig. 3.5-5 DSD- Langfassung	1,73E-05	8,28E-06	0,00E+00	1,58E-04
Lastschrift Strom für Einblasen in kg/kg DSD- Plastik	0,03 kWh/kg DSD- Plastik nach Fig. 3.5-5 DSD- Langfassung	1,23E-05	1,14E-05	0,00E+00	0,00E+00
Summe Lastschriften in kg/kg		5,05E-03	1,11E-03	0,00E+00	6,84E-04
Hochofenprozess 24,62 kg Fe Referenzprozess, ohne DSD , kg/kg	Landbell, Anhang A, S. 111	1,97E-03	3,07E-03	2,90E-07	
Hochofen mit DSD gerech- net, ohne Lastschriften , kg/kg	gerechnet als Diffe- renz zwischen Gesamtergebnis und Lastschriften	-2,95E-03	1,58E-03	0,00E+00	-5,05E-04
Ergebnis : Mischkunst- stoffverwertung im Hoch- ofen (in kg/kg Mischkunst- stoffe)	Landbell-Bilanz, Anhang A, S. 39- 42	2,10E-03	2,69E-03		1,79E-04
Schweres Heizöl in kg/kg	DSD-Langfassung, ecomod, Appendix A, S. 72, Tab. 2.3-6	4,90E-03	7,00E-04		
Gutschrift Schweres Heizöl in kg/kg DSD-Plastik	0,74 kg Schweres Heizöl wird einge- spart, hier als Gut- schrift	3,63E-03	5,18E-04	0,00E+00	0,00E+00
Hochofen mit DSD gerech- net, ohne Lastschriften , aber Gutschrift Öl kg/kg		-6,58E-03	1,06E-03	0,00E+00	-5,05E-04
Wirkungsabschätzung Bezugskonzentrationen bzw. Äquivalenzfaktoren		0,0217	0,0312		0,1389
Wirkungsabschätzung Gesamtergebnis global für 1 kg Input in kmol h +		4,56E-05	8,39E-05	0,00E+00	2,49E-05
Summe über alle Parameter [kg SO ₂ -Äq./kg verwert. Kunststoff]			1,54E-04		

Tab. 4: Ergebnisse der Rückrechnung zur Ermittlung des Verwertungsmoduls „Hochofen“, hier Treibhauspotenzial (GWP)

	Anmerkung / Quelle	CO ₂	Methan
Transport, hier Vorkette Diesel in kg/kg Diesel	DSD-Langfassung ecomed, Appendix 1: S. 107	2,90E-01	4,40E-03
Transport, hier Transport selbst: kg/kg	DSD-Langfassung, ecomed, Appendix A, S. 106, Tab. 2.4-14	3,15E+00	-
Summe Transport in kg/kg		3,44E+00	4,40E-03
Lastschrift Sammlung DSD-LVP in kg/kg	80 km, 1,335 kg, nach DSD Langfassung, S. 41, Abb. 3.5-5; 0,5l Diesel/ 2 Mg Zuladung/km (Appendix 1, S. 8) = 0,016 kg Diesel für 1 kg und 80 km Transport, 1,355 kg 8s.o.) entspr. 0,0214 kg Diesel	7,36E-02	9,42E-05
Deponierung von Sortierresten in kg/kg	DSD-Langfassung, ecomed, Appendix 1, S. 117, Tab. 2.4-21	0,293	0,082
Lastschrift Deponierung in kg/kg	0,335 kg Sortierreste auf die Deponie	9,82E-02	2,75E-02
Stromerzeugung in kg/kWh	DSD-Langfassung, ecomed, Appendix 1, S. 100, Tab 2.4-3	0,65	0,0012
Lastschrift Stromverbrauch Sammlung und Transport in kg/kg	0,05 kWh nach Fig. 3. 55	3,25E-02	6,00E-05
Lastschrift Stromverbrauch Agglomerierung in kg/kg	0,2 kWh nach Fig. 3.5-5	1,30E-01	2,40E-04
Lastschrift Transport Agglomerat in kg/kg	Dichte Agglomerat: 325 kg/m ³ , DSD-Langf., ecomed, Appendix A, S. 10; 0,11 kg Dieserverbrauch je kg Agglomer. (siehe Nebenrechnung A), inkl. Leerfahrt zurück	3,78E-01	4,84E-04
Deponierung von DSD „residual material“ in kg/kg	DSD-Langfassung, ecomed, Appendix A, S. 116, Tab. 2.4-20	0,188	0,052
Lastschrift Deponierung „residual waste“ in kg/kg	0,115 kg/kg DSD-Plastics nach Fig. 3.5-5 DSD-Langfassung	2,16E-02	5,98E-03
Lastschrift Strom für Einblasen in kg/kg DSD-Plastik	0,03 kWh/kg DSD-Plastik nach Fig. 3.5-5 DSD-Langfassung	1,95E-02	3,60E-05
Summe Lastschriften in kg/kg		7,54E-01	3,44E-02
Hochofenprozess 24,62 kg Fe Referenzprozess, ohne DSD , kg/kg	Landbell, Anhang A, S. 111	10,43	0,0085
Hochofen mit DSD gerechnet, ohne Lastschriften , kg/kg	gerechnet als Differenz zwischen Gesamtergebnis und Lastschriften	9,70E+00	-2,15E-02
Ergebnis : Mischkunststoffverwertung im Hochofen (in kg/kg Mischkunststoffe)	Landbell-Bilanz, Anhang A, S. 39-42	1,05E+01	1,29E-02
Schweres Heizöl in kg/kg	DSD-Langfassung, ecomed, Appendix A, S. 72, Tab. 2.3-6	0,26	0,0042
Gutschrift Schweres Heizöl in kg/kg DSD-Plastik	0,74 kg Schweres Heizöl wird eingespart, hier als Gutschrift	1,92E-01	3,11E-03

	Anmerkung / Quelle	CO ₂	Methan
Hochofen mit DSD gerechnet, ohne Lastschriften, aber Gutschrift Öl kg/kg		9,50E+00	-2,46E-02
Wirkungsabschätzung Bezugskonzentrationen bzw. Äquivalenzfaktoren		1	21
Wirkungsabschätzung Gesamtergebnis global für 1 kg Input in CO₂/kg Kunststoff		1,05E+01	2,71E-01
Summe über alle Parameter [kg CO₂-Äq./kg verwert. Kunststoff]		1,07E+01	

Was folgt nun aus dem mißlungenen Versuch der Tab. 3 und Tab. 4? Haben die Autoren dieser Studie unzureichendes Geschick, das Puzzle zu entwirren? Hat der Autor der DSD-Ökobilanz eine hohe Kunst erreicht, seine Daten zu aggregieren, oder hat er einfach nur falsch gerechnet? Es folgt schlicht die Intransparenz der Studie. Also ein Vorwurf, der dazu führen muss, die Ausarbeitung als nicht den Vorgaben der DIN 14040 ff. entsprechend einzustufen.

2.1.1.2 Modellierung des Komplementärprozesses

Die folgende Tabelle zeigt die Input-/Outputliste für den Hochofenprozess der Stahlwerke Bremen, aber ohne DSD-Verwertung (siehe hierzu obiges Kapitel). Dieses Zahlenwerk wird für die Berechnung des Komplementärprozesses herangezogen und ist Basis aller in dieser Studie näher erläuterten Ökobilanzen.

Die Zahlenwerte der Tab. 5 sind bezogen auf die Möglichkeit, exakt 1 kg DSD-Agglomerat verwerten zu können. Hierdurch kann der Rohölverbrauch von 2,19 kg auf 1,46 kg gesenkt werden. Die erzeugte Roheisenmenge beträgt 24,62 kg.

Die Kritik an den bisherigen Bilanzergebnissen der Abfallverwertung im Hochofen setzt genau an der obigen Tabelle an:

- Es wird nicht erfasst, dass über die Schadstoffverlagerung in Rückstände und weiter in die Sinteranlage die wesentlichen Schwermetallemissionen über den Wasserpfad und die Sinteranlage erfolgen.
- Der Komplementärprozess ist nicht Stand der Technik.

Tab. 5: Komplementärprozess zur Mischkunststoffverwertung im Hochofen der Stahlwerke Bremen; Reduktionsmittel schweres Heizöl (5)

Stoffbezeichnung	Input	Output	Einheit
Möller-Zuschläge	5,98e-01		kg
Möller-Erze	37,5256		kg
Rohöl in der Lagerstätte	2,19341		kg
Koks (Produktion)	8,9879		kg
Betriebswasser	1,14e-02		m³
Luft	32,4523		kg
Sauerstoff (O ₂) für Verbrennung Diesel	1,17e-03		kg
Gichtgas		34,8731	kg
Schlacke aus Hochofen		6,45715	kg
Benzol; Em. Atmosphäre		2,42e-08	kg
Dioxine/Furane (TE); Em. in die Atmosphäre		2,64e-14	kg
TOC; Em. Atmosphäre		4,79e-05	kg
Schwefeldioxid (SO ₂); Em. Atmosphäre		3,07e-03	kg
Kohlendioxid aus foss./min. Quellen; Em. Atmosphäre		10,4255	kg
Staub; Em. Atmosphäre		1,71 e-04	kg
Kohlenmonoxid		1,49e-03	kg
Stickoxide (NO _x); Em. Atmosphäre		1,97e-03	kg
Methan (CH ₄) aus fossilen./min. Quellen; Em. Atmosphäre		8,52e-03	kg
Kohlenwasserstoffe ohne Methan (NMVOC); Em. Atmosphäre		1,76e-03	kg
Partikel; Em. Atmosphäre		5,61e-07	kg
Schwefeloxide (SO _x); Em. Atmosphäre		2,9e-07	kg
Schlamm aus Hochofen auf SAD		1,22e-01	kg
Wasser aus Verbrennung Dieselkraftstoff		4,37e-04	kg
Abwasser aus Hochofen, gereinigt		8,15e-03	m³
Sauerstoff aus Luft;		5,95e-01	kg
Stickstoff aus Luft		19,2214	kg
Wasserdampf		3,18217	kg
Roheisen		24,62	kg

Tab. 6 zeigt dies exemplarisch für einzelne Parameter, die für das Bilanzergebnis von Bedeutung sind, für vier Hochöfen (inkl. Stahlwerke Bremen). Wobei darauf hinzuweisen ist, dass die vier in dieser Tabelle betrachteten Hochöfen nicht den Stand der Technik, sondern lediglich die Bandbreite vorhandener Anlagen darstellen.

Tab. 6: Komplementärprozess zur Mischkunststoffverwertung im Hochofen für Anlagen mit höherem Standard als die Stahlwerke Bremen (6)

Stoffbezeichnung	Einheit	Input	Output
Sinter	kg	17,7 – 36,4	
Eisenerz	kg	0,62 – 8,6	
Pellets	kg	2,46 – 18,9	
Koks	kg	6,9 – 10,1	
Kohle	kg	0 – 44	
Schweröl	kg	0 – 1,48	
Plastik	kg	0 – 0,75	
Kohlendioxid aus foss./min. Quellen; Em. Atmosphäre	kg		7,33 – 13,09
Schwefeldioxid (SO ₂); Em. Atmosphäre	kg		0,00052 – 0,006
Stickoxide (NOx); Em. Atmosphäre	kg		0,00078 – 0,0031
Roheisen	kg		24,62

Wie würde sich das Gesamtergebnis beispielsweise der DSD-Bilanz verändern, wenn ein besserer Hochofen für den Referenz- oder Komplementärprozess angesetzt würde als der Bremer Hochofen? Tab. 7 zeigt Ergebnisse für die Wirkungskategorie Treibhauspotenzial (GWP) bei verändertem Ansatz für den Komplementärprozess.

Tab. 7: Vergleich Verwertung im Hochofen mit Entsorgung über MVA bei veränderten Komplementärprozessen für den Hochofen, in kg CO₂-Äquivalente je kg DSD-Fraktion

Prozess	Gesamt	Einsammlung/ Transport	Konfektio- nierung	Pro- zess	Deponie
	in kg CO ₂ -Äquivalente je kg DSD-Fraktion				
Hochofen wie Fraunhofer (4)	-0,24	0,10	0,17	-0,24	-0,27
Hochofen höherer Standard	2,86	0,10	0,17	2,86	-0,27
MVA wie Fraunhofer (4)	0,96	0,00	0,00	1,34	-0,38

Weitere Fragen:

- Verändern sich die Bilanzergebnisse gegenüber damals, wenn man einbezieht, dass bei Abfassung des alten Datensatzes nur ein Hochofen eingesetzt wurde, während heute vier Hochöfen (drei in Deutschland und einer in Japan) genutzt werden, die bezüglich ihrer Effizienz (z.B. Reduktionsmittelverbrauch) und ihrer Emissionsbilanz Unterschiede aufweisen? So beträgt der Koksverbrauch des kleinen Hochofens von Eko-Stahl über 500 kg/Mg Roheisen, die besseren Öfen von Klöckner verbrauchen im Mittel weniger als 450 kg Koks/Mg Roheisen.

Verändern sich die Ergebnisse, wenn man die heutigen Erkenntnisse einbezieht, die zeigen, dass die Substitution von Kohle oder Öl durch DSD-Agglomerate im Hochofenprozess nicht im Verhältnis 1 : 1 verläuft (s.u.)?

- Wie wurde in den alten Datensatz einbezogen, dass Klöckner am Wochenende das Deponiegas ungenutzt abgefackelt hat, weil zu dieser Zeit kein Abnehmer für die Verstromung gefunden werden konnte?
- Wie wurde in dem alten Datensatz einbezogen, dass die über den Abfalleinsatz eingebrachten erhöhten Schadstofffrachten (Chlor, Quecksilber, Cadmium etc.) nicht oder nur mäßig über die Abgasreinigung zurückgehalten werden? Quecksilber wird fast quantitativ in die Umwelt abgegeben. Uns wurde berichtet (7), dass in dem vertraulichen Datensatz der alten DSD-Ökobilanz angenommen wurde, die spezifischen Emissionen aus dem Einsatz von Agglomeraten und von Schweröl wären **gleich**. Es gibt in diesem Zusammenhang eine ältere Untersuchung des Öko-Instituts für die Stahlwerke Bremen, wo herausgekommen ist, dass dies aber nicht der Fall ist (s.u.).
- Wie wurde mit einbezogen, dass die Rückstände aus der nassen Rauchgasreinigung in offenen Erdbecken abgelagert werden? Die Erdbecken sind u.E. die Schwermetall-„Senke“ des Prozesses.

2.1.1.3 Fazit

Insgesamt zeigt die DSD-Ökobilanz in ihrer abschließenden Langfassung keine deutlichen Unterschiede zwischen den relevanten rohstofflichen Verwertungsverfahren (SVZ) und der in dieser Studie zugrunde gelegten MVA. Dies gilt auch für die minderwertigen stofflichen Verwertungsverfahren. Für die Verwertung im Hochofen ergeben sich in der Tendenz leichte Vorteile gegenüber der MVA.

Würden die angesprochenen Mängel der Studie einbezogen, würden sich die Ergebnisse zu Lasten der DSD-Szenarien verändern.

Würde für die Nutzenberechnung im Falle der rohstofflichen Verwertung im Hochofen ein hoher ökologischer Standard für den Komplementärprozess zugrunde gelegt werden, würden die Ergebnisse für beispielsweise den Hochofenprozess gegenüber der MVA insgesamt kippen.

Die Ergebnisrelevanz des Standards des herangezogenen Komplementärprozesses wird auch in den im Folgenden betrachteten Ökobilanzen immer wieder deutlich werden.

2.1.2 Verwertung von Kunststoffabfällen aus Verkaufsverpackungen in der Zementindustrie (VDZ-Studie), 1997

1997 wurde von den Autoren der DSD-Ökobilanz (IVV) eine Nachfolgestudie im Auftrag des Vereins Deutscher Zementwerke (VDZ) erstellt (8). Diese Untersuchung baut auf der Fassung der DSD-Studie aus dem Jahr 1995 (ohne critical review) auf und ergänzt die dort berechneten Szenarien zur energetischen und rohstofflichen Verwertung um zusätzliche Szenarien, in denen die Verpackungskunststoffe in einem Standard-Zementwerk verwertet werden.

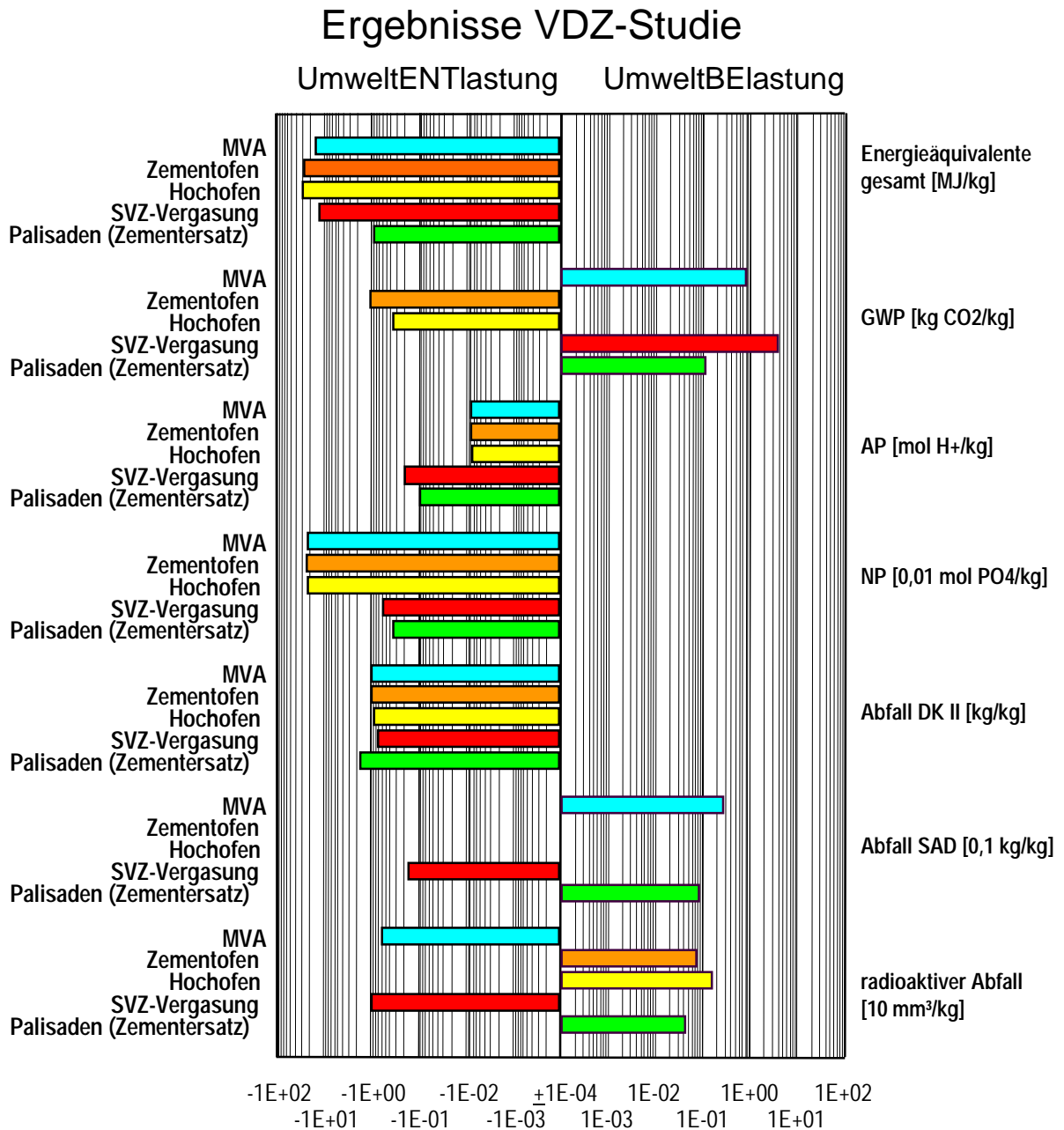
Die folgende Abbildung 3 zeigt die wesentlichen Ergebnisse für die im Rahmen der DSD-Kunststoffverwertung mengenmäßig wichtigen Szenarien. Da in der VDZ-Studie die stoffliche Verwertung und die Verwertung im SVZ nicht enthalten sind, werden diese nachrichtlich aus der Endfassung der DSD-Studie (1999) eingefügt.

Man erkennt aus Abbildung 3, dass das Zementwerk nach dieser Berechnung ebenfalls als günstiges Verwertungsverfahren für DSD-Kunststoffe anzusehen ist. Im Rahmen der Sensitivitätsbetrachtung wird zudem untersucht, wie sich die Ergebnisse verändern, wenn anstelle der Steinkohle Braunkohle durch DSD-Kunststoffe ersetzt wird. Da Braunkohle von ihrer Vorkette her ungünstiger zu bewerten ist, ergibt sich in einem so modifizierten Szenario für den Zementprozess sogar eine mit dem Hochofen vergleichbare Spitzenposition (ungünstiger Referenzprozess = höhere Gutschrift).

Im Rahmen einer kritischen Prüfung dieser Studie ist zu bemängeln, dass nicht analysiert wurde, wie sich die Ergebnisse verändern, wenn man die **reale** Bandbreite der technischen Standards deutscher Zementwerke (Emissionen, Energieeffizienz) mit einbeziehen würde. Dies würde sicherlich, ähnlich wie dies bei den Energiegutschriften für die energetische Verwertung in Dampfkesselanlagen der Fall ist, voraussetzen, dass die Gutschriften für den erzeugten Klinker über einen ermittelten deutschen „Klinkermix“ errechnet werden. Im Rahmen der Sensitivitätsbetrachtung wäre daher zu untersuchen gewesen, welche Ergebnisse für die Verwertung im Zementofen eintreten, wenn für die Verwertung auf ein älteres oder neueres Zementwerk mit niedrigerem oder hohem technischen Standard zurückgegriffen würde.

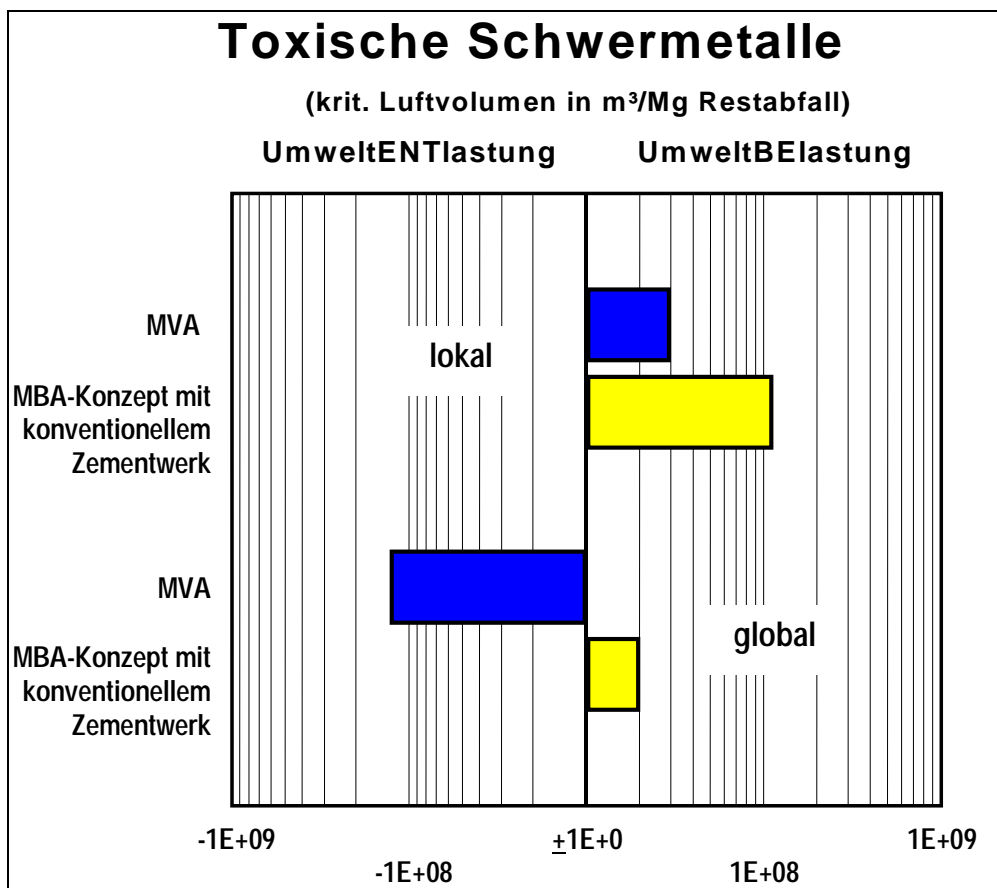
Abbildung 3: Ergebnisse VDZ-Studie (Daten SVZ-Vergasung und Palisaden aus Endfassung der DSD-Studie) (eigene Grafik)

- GWP = global warming potential, Treibhauspotenzial
- AP = acidification potential, Versauerungspotenzial
- NP = nitrification potential, Eutrophierungspotenzial
- DK = Deponieklasse
- SAD = Sonderabfalldeponie



Weiter ist anzusprechen, dass eine große Schwäche des Zementprozesses bei der Abfallmitverbrennung, die mangelnde Rückhaltung flüchtiger Schwermetalle, in der VDZ-Studie unberücksichtigt bleibt. Abbildung 4 aus einer eigenen Studie zeigt die Resultate für toxische Schwermetalle (Luftpfad) für die Entsorgung von 1 Mg Restabfall in einer MVA verglichen mit einem Kombinationsverfahren (mechanisch-biologische Abfallbehandlung (MBA), MVA, Zementwerk).

Abbildung 4: Bilanzergebnis toxische Schwermetalle: Entsorgung von 1 Mg Restabfall in einer MVA verglichen mit der Mitverbrennung einer hochkalorischen MBA-Fraktion aus 1 Mg Restabfall in einem Zementwerk und Verbrennung des verbleibenden Restes in einer MVA (Daten nach (9)) (eigene Grafik), kritisches Luftvolumen in m³/Mg



Wesentliche Ursache für die ungünstigen Ergebnisse der MBA-Konzepte in Abbildung 4 ist das Element Quecksilber. Aufgrund der in einem konventionellen Zementwerk in der Regel unzureichenden Rückhaltungsmöglichkeiten für Quecksilber schlägt dieser Effekt bis in das Endergebnis einer Gesamtbilanz für die Entsorgung von Restabfall durch (MBA-Konzept mit einbezogenem Zementwerk für hochkalorische Teilfraktion (9)). In der VDZ-Studie konnte dieser Effekt nicht erkannt werden, weil Schwermetalle (in Form ihres humantoxikologischen Wirkungspotenzials) in den erfassten Kategorien nicht enthalten waren (= Defizit bei der Auswahl der Bewertungskategorien).

2.1.3 Mitverbrennung von Kunststoffabfällen der getrennten Verpackungsabfallsammlung in MVAs (APME-Studie), 1998

1998 hat das Fraunhofer IVV eine Studie für die APME (Verband der europäischen Kunststoffhersteller) erarbeitet, die die Frage untersuchen sollte, inwiefern die Verbrennung von heizwertreichen Abfällen in Müllverbrennungsanlagen prinzipiell einen relevanten Beitrag zur Ressourcenschonung leisten kann (APME-Studie (10)).

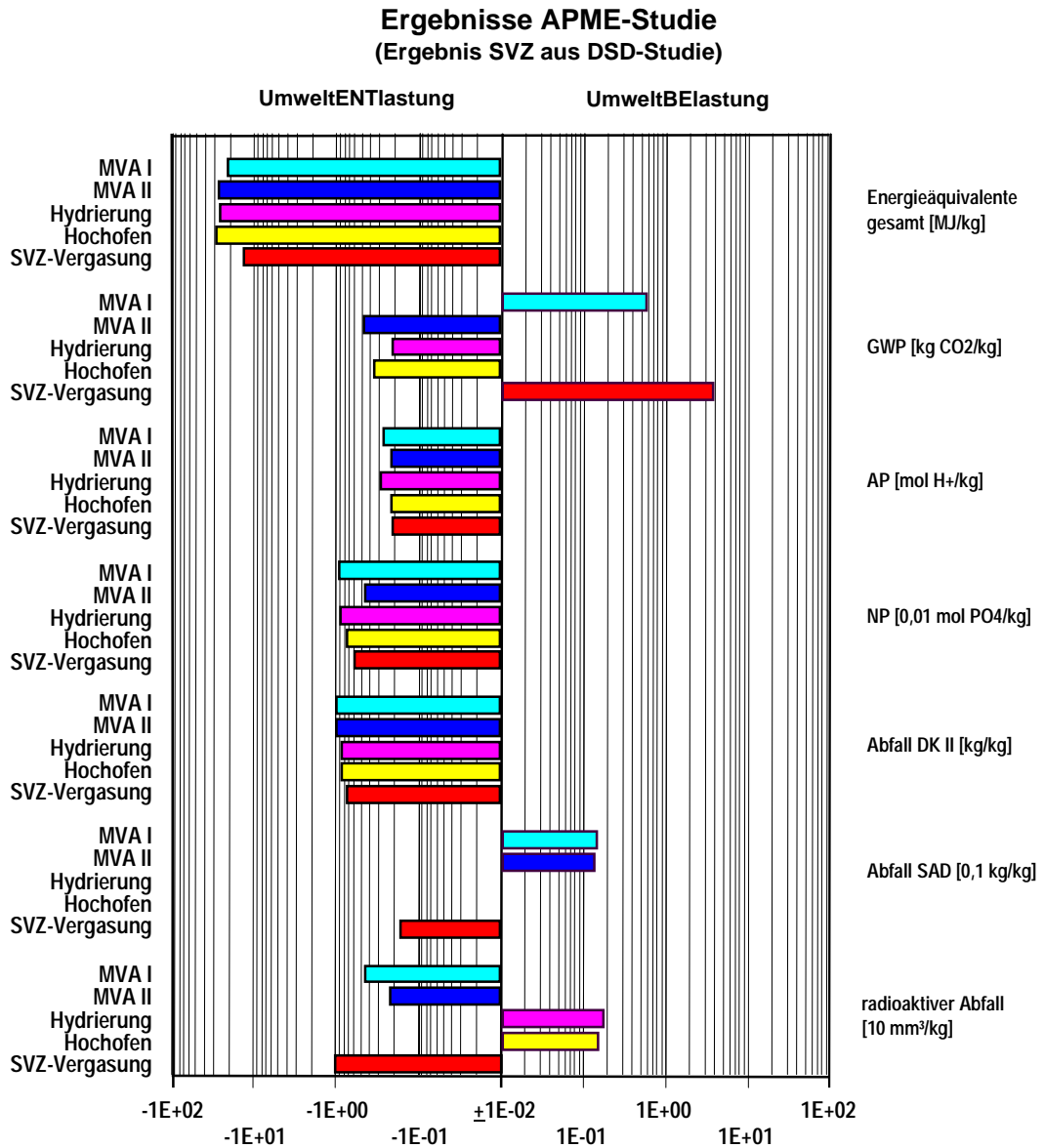
In dieser Nachfolgestudie wurden die Verwertungsverfahren aus der DSD-Studie verglichen mit zwei „neuen“ MVAs. Diese MVAs wurden nicht modelliert; vielmehr wurde auf zwei konkrete Anlagenbeispiele zurückgegriffen (I = Mannheim, II = Paris). In beiden Fällen handelt es sich um Anlagenbeispiele mit effizienter energetischer Einbindung in das städtische Umfeld. Abbildung 5 zeigt die resultierenden Ergebnisse. Die Ergebnisse für das SVZ wurden von uns aus der Langfassung der DSD-Studie (s.o.) ergänzt.

Insgesamt zeigt die APME-Studie noch deutlicher als die DSD-Studie, dass die Unterschiede zwischen rohstofflicher Verwertung und Müllverbrennung (in energetisch optimalen Anlagen) nicht mehr signifikant sind bzw. die MVA sich für viele der hier betrachteten Kategorien als ökologisch überlegen darstellt.

Die APME-Studie offenbart zudem ein methodisches Problem, was uns bei der zusammenfassenden Bewertung der Ökobilanzen (s.u.) noch näher beschäftigen wird. Die MVA II stellt eine Anlage dar, die zwar energetisch hervorragend positioniert ist (Kraft-Wärme-Kopplung, Grundlast des städtischen Wärmeabsatzes), emissionsseitig aber nicht dem bundesdeutschen Standard für Müllverbrennungsanlagen (17. BImSchV) entspricht. Dennoch schneidet diese MVA besser ab als die durchschnittliche deutsche MVA aus der DSD-Studie (siehe dort).

Abbildung 5: Ergebnisse APME-Studie (ergänzt um SVZ aus (4)) (eigene Grafik)

- GWP = global warming potential, Treibhauspotenzial
- AP = acidification potential, Versauerungspotenzial
- NP = nitrification potential, Eutrophierungspotenzial
- DK = Deponieklasse
- SAD = Sonderabfalldeponie



2.1.4 Verwertung von Kunststoffabfällen aus Verkaufsverpackungen in Müllverbrennungsanlagen (MVB-Studie), 1999

1999 wurde von den Autoren der DSD-Ökobilanz (IVV) eine weitere Nachfolgestudie durchgeführt, in diesem Fall im Auftrag der Müllverbrennungsanlage Borsigstraße (MVB) (11). Der Studienaufbau ist dem der DSD- und der VDZ-Studie vergleichbar. Bezugssystem ist auch in dieser Studie die Deponierung der LVP-Fraktion. Es werden die drei rohstofflichen Verfahren mit den günstigsten Werten (Hydrierung, Hochofen, BASF-Verfahren) mit dem jeweiligen Bezugssystem verglichen. Zusätzlich wird eine Variante MVB berechnet, bei der die Verpackungskunststoffe im Restabfall verbleiben und mit diesem in der MVA Borsigstraße (= MVB) verbrannt werden. Abbildung 6 zeigt die erhaltenen Ergebnisse.

Die drei rohstofflichen Verwertungsverfahren schonen die primären Energieträger im Bereich von -26 bis -30 MJ/kg, während der Wert für die MVB bei -17,3 MJ/kg liegt. Bzgl. des Aufkommens an Siedlungsabfällen (DK II) sind keine relevanten Unterschiede zu erkennen.

Für den Bereich der Umweltauswirkungen durch Emissionen sind ebenfalls keine relevanten Unterschiede ableitbar. Für die Kategorie Treibhauseffekt und Versauerungspotenzial liegt die MVB an der Spitze der verglichenen Verwertungsvarianten, beim Eutrophierungspotenzial ist der Unterschied zur Hydrierung (Bestvariante) nicht relevant. Auffällig ist die vergleichsweise hohe Umweltbelastung der MVB durch radioaktiven Abfall; dies ist darauf zurückzuführen, dass die MVB keine eigene Stromerzeugung betreibt und daher einen Strombedarf aufweist, der anteilig auch aus Atomstrom gedeckt wird.

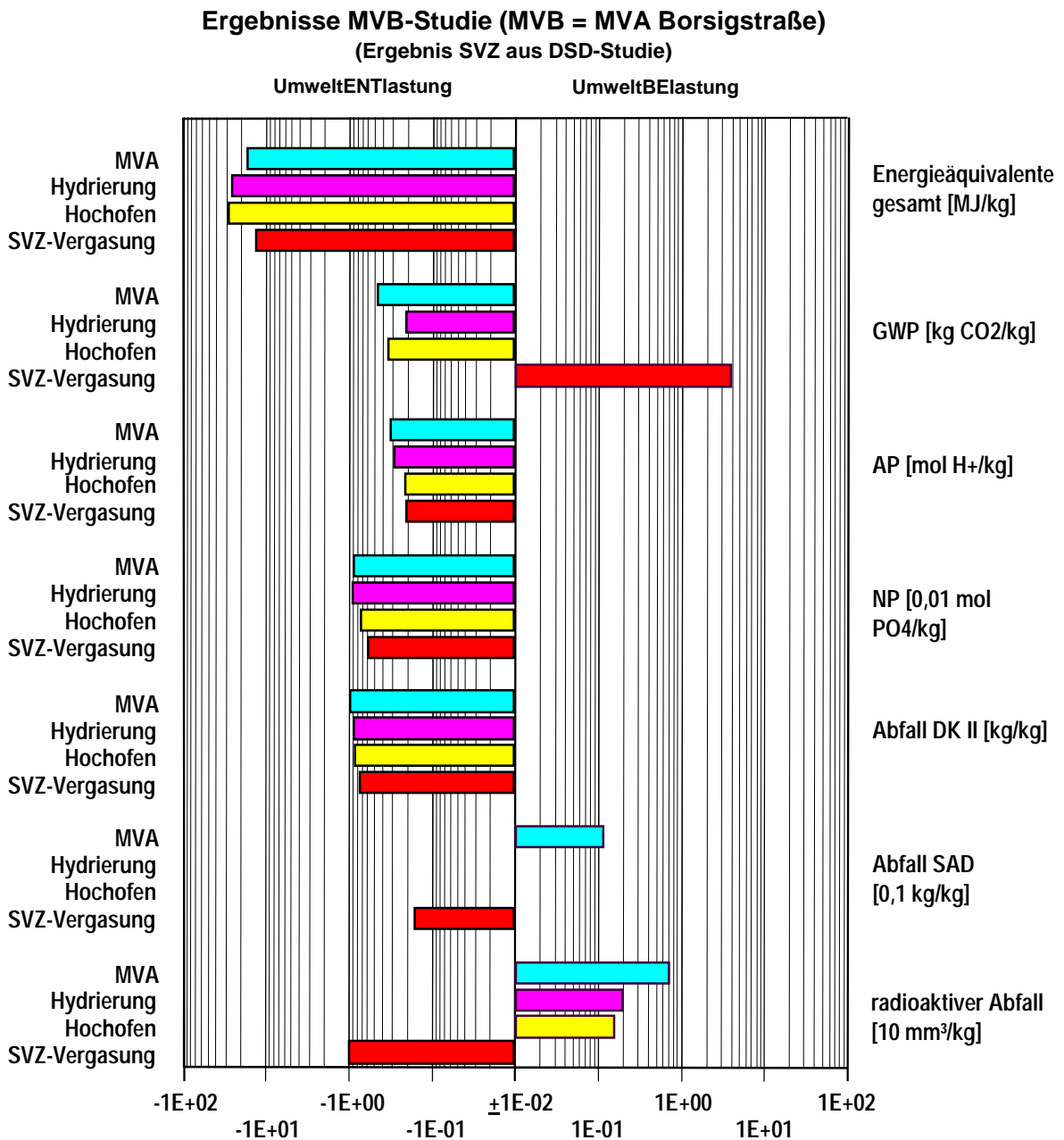
Insgesamt stellen sich die vier betrachteten Verwertungsverfahren, bezieht man die methodisch bedingten Ungenauigkeiten derartiger Ökobilanzberechnungen mit ein, als in etwa gleichwertig dar.

Die Verwertung im SVZ war in dieser Studie nicht enthalten. Fügt man die Ergebnisse für die Verwertung im SVZ aus der DSD-Studie (Abschnitt 2.1.1) in die MVB-Studie ein, so ergab sich zum damaligen Zeitpunkt eine ökologische Überlegenheit der Verwertung in der MVB-Anlage gegenüber der rohstofflichen Verwertung im SVZ.

Die Analyse der erhaltenen Ergebnisse zeigt, dass ein wesentlicher Einfluß für diese für die Müllverbrennung (gegenüber der DSD-Studie) besseren Ergebnisse in den speziellen Hamburger Randbedingungen zu sehen ist. So werden die Hamburger MVAs energetisch in Form der Kraft-Wärme-Kopplung betrieben. Der Wärmeabsatz ist zudem ganzjährig gesichert, da neben der Grundlast im Warmwassernetz der HEW auch Industriedampf in einem eigenen Dampfnetz verteilt wird. Referenzsystem für die Wärmeerzeugung ist das HKW Tiefstack, ein modernes Heizkraftwerk, welches auf Kohlebasis betrieben wird.

Abbildung 6: Ergebnisse der MVB-Studie (Ergebnis SVZ aus der DSD-Studie, Langfassung) (eigene Grafik)

- GWP = global warming potential, Treibhauspotenzial
- AP = acidification potential, Versauerungspotenzial
- NP = nitrification potential, Eutrophierungspotenzial
- DK = Deponieklasse
- SAD = Sonderabfalldeponie



Von den Autoren der MVB-Studie wird die Kraft-Wärme-Kopplung für die Müllverbrennung als Ausnahmesituation angesehen, da die erforderlichen Standortvoraussetzungen für derartige Konzepte in der Regel nicht gegeben sein sollen.

2.1.5 Verwertung von Kunststoffabfällen aus Verkaufsverpackungen im Sekundärrohstoffverwertungszentrum Schwarze Pumpe (SVZ), 2000

Im Jahr 2000 wurde eine Aktualisierung der ökologischen Ergebnisse zum SVZ abgeschlossen (12). Die Aktualisierung war vom SVZ in Auftrag gegeben, da zwischenzeitlich (gegenüber dem Zeitpunkt, als die DSD-Studie durchgeführt wurde) die Fahrweise der Vergasungsanlage verändert wurde. Dadurch stellen sich die Ökobilanzergebnisse positiver dar, wie Abbildung 7 zeigt.

Da die sortierten DSD-Kunststoffabfälle aufgrund materialtechnischer Anforderungen des Vergasungsprozesses nicht „pur“ eingesetzt werden können, ist die Herstellung eines Einsatzgemisches erforderlich. Tab. 8 zeigt das unterstellte Einsatzmenü bei der Mitbehandlung von DSD-Kunststoffen und für das sog. Bezugsszenario, wenn keine DSD-Kunststoffe eingesetzt werden.

Tab. 8: Einsatzmenüs für das SVZ nach (12)

Szenario	Anteil DSD-LVP-Mischfraktion	Anteil Restmüll	Anteil Holz	Anteil Trockenschlämme	Anteil Shredderleicht	Anteil Steinkohle
Mit DSD-Abfall	48,7	14,4	8,5	8,5	5	14,9
Ohne DSD-Abfall	0	33,6	20	20	11,5	14,9

Im Falle des Verzichts auf die Mitbehandlung der Mischfraktion aus der DSD-LVP-Sammlung im SVZ-Vergaser werden selbige auf einer Deponie entsorgt. Diese Annahme ist jedoch unrealistisch (s.o.). Warum soll in einem realitätsnahen Szenario der Verpackungskunststoffabfall zunächst getrennt erfasst und anschließend deponiert und der aufgearbeitete Restabfall verstärkt in die Verwertung zum SVZ gegeben werden? Wäre es da nicht realistischer gewesen, die ökobilanzielle Berechnung eines Vergleichsszenarios durchzuführen, bei dem die Verpackungskunststoffe im Restabfall verbleiben und gemeinsam mit dem Restabfall in den Vergasern des SVZ verwertet werden? Technisch kann der Betrieb des SVZ mit Pellets aus Restabfall ebenso gut umgehen wie mit Pellets aus DSD-Kunststoffen. Dieses Szenario hätte gegenüber der getrennten Anlieferung von Restmüll und DSD-Kunststoffen allein deshalb besser abgeschnitten, weil die zusätzlichen Transportaufwendungen und die 40 kWh/Mg für die Sortierung der Verpackungsabfälle entfallen würden.

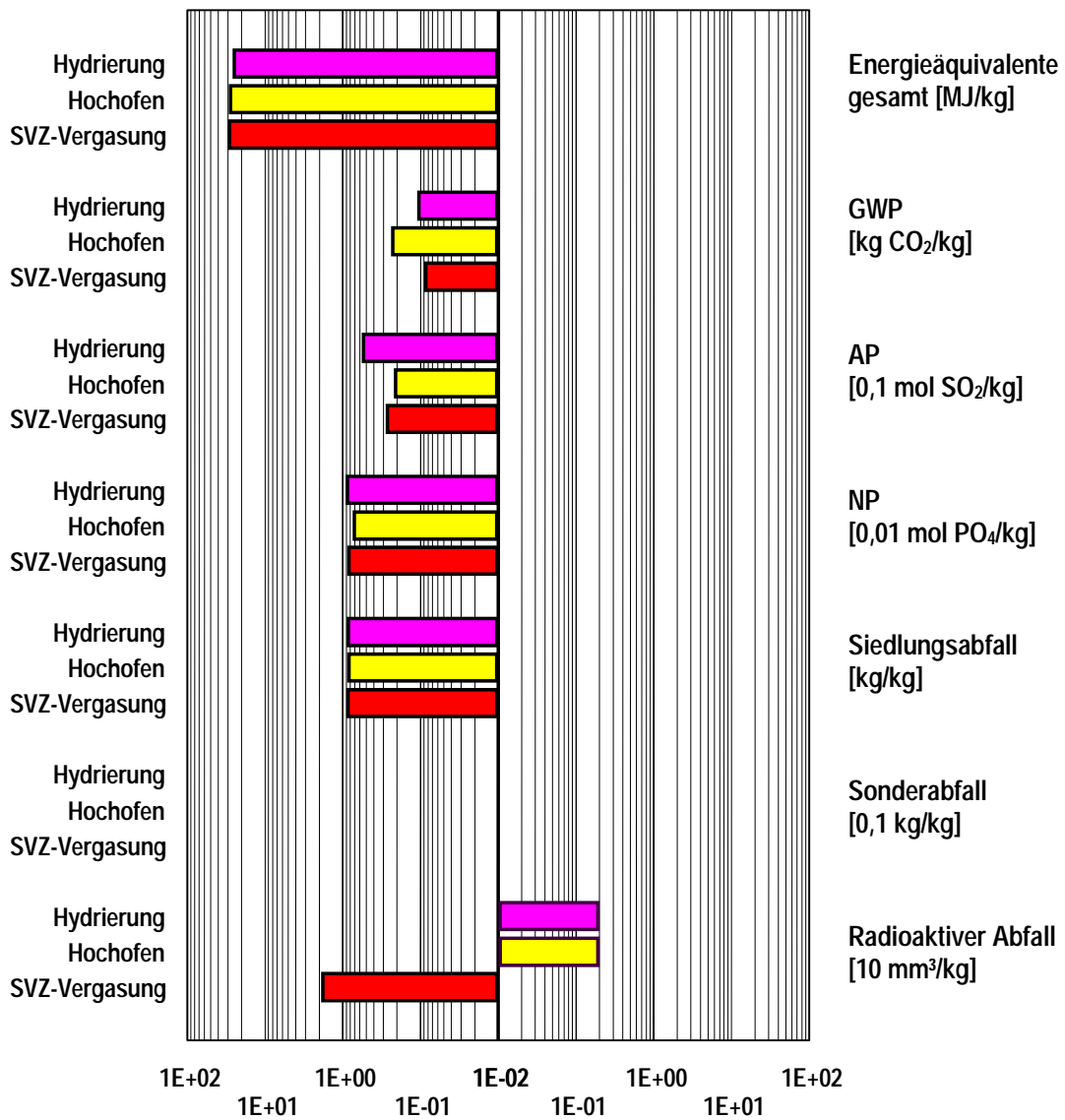
Insgesamt zeigt die aktualisierte Ökobilanz, dass das Vergasungsverfahren des SVZ sicherlich eine gleichwertige Verwertungsoption in Deutschland darstellt. In der aktualisierten Bilanz schneidet das SVZ aber gegenüber der Verwertung im Hochofen (und energieeffizienten MVAs, s.u.) in der Regel nicht besser ab.

Abbildung 7: Ergebnisse der SVZ-Studie (eigene Grafik)

- GWP = global warming potential, Treibhauspotenzial
- AP = acidification potential, Versauerungspotenzial
- NP = nutrification potential, Eutrophierungspotenzial
- DK = Deponieklasse
- SAD = Sonderabfalldeponie

Ergebnisse SVZ-Studie 2000

UmweltENTlastung UmweltBElastung



Ursache für dieses Ergebnis sind im wesentlichen drei Veränderungen, die bei der Neubilanz gegenüber der alten Bilanz vorgenommen wurden:

- Der Abfallanteil für die Vergasung wird deutlich gesteigert. Bis auf 85 % ist nach Aussage der Gutachter möglich geworden.
- Der Betrieb des Vergasers mit Steinkohle anstelle von Braunkohle.
- Die Variation des Komplementärprozesses zur Methanolsynthese.

Bemerkenswert ist insgesamt die beschriebene unterschiedliche Modellierung der erzeugten Nutzen. Es ist unklar, warum für MVA und SVZ die Nutzgutschriften (für Strom/Wärme bzw. Methanol) über externe Prozesse modelliert werden, während für den Hochofen oder das Zementwerk die Nutzen (Roheisen, Klinker) in der jeweils betrachteten Anlage modelliert werden (jeweils erzeugte Produktmenge ohne Abfalleinsatz).

Abschließend sind unsererseits Fragen an vom SVZ bereitgestellte Basisdaten und deren Modellierung zu stellen. Dieser Fragenkomplex wird weiter unten vertieft im Zusammenhang mit den eigenen durchzuführenden ökologischen Berechnungen.

2.1.6 Analyse eines neuen Konzeptes des Fraunhofer IVV zur Erfassung von Verpackungsabfällen und zur Behandlung von Restmüll (Landbell-Studie), 2000

Verglichen wurde die konventionelle getrennte Sammlung und Verwertung mit der Verwertung über eine MBA (Trockenstabilatverfahren), wobei die einzelnen Szenarien weiter aufdifferenziert wurden (Altes Konzept: Restmüll und getrennte Sammlung gegen neues Konzept: insgesamte Verwertung über MBS).

2.1.6.1 Ergebnisse

Die Ergebnisse zur ökologischen Bewertung der untersuchten Verwertungsvarianten werden entscheidend von der Art des Restmüllbehandlungsverfahrens und der Effizienz der Energieauskopplung im anschließenden Verfahren zur energetischen Verwertung des Restmülls bestimmt.

Im Hinblick auf die Wirkungskategorien Entnahme energetisch bewertbarer Ressourcen, Beitrag zum anthropogenen Treibhauspotenzial und Eutrophierungspotenzial erweist sich die Variante mit der Behandlung des Restmülls im Trockenstabilatverfahren und anschließender energetischer Verwertung des Trockenstabilats im Zementofen als ökologisch günstigste Variante. Der Vorteil gegenüber der Restmüllverbrennung in einer MVA mit vollständiger Heizdampfauskopplung fiel allerdings klein aus. Die Systeme, die den Heizdampf vollständig auskoppeln, haben in dieser Untersuchung wie erwartet ökologische Vorteile gegenüber Systemen mit vollständiger Verstromung des erzeugten Dampfes.

Bei den Kriterien Versauerungspotenzial, Siedlungsabfall und ökotoxikologisches Wirkungspotenzial/Wasserpfad sind nahezu keine Unterschiede bei den Systemvarianten (Ausnahme Deponierung des Restmülls) festzustellen gewesen.

Kernergebnis war, dass das Konzept der Erfassung und Verwertung von Verpackungsabfällen (DSD oder MBS) das Gesamtergebnis nur geringfügig beeinflusst. Vorteile für die Verwertung über die Restmülltonne ergeben sich nach dieser Untersuchung, wenn

- auf eine Sortierung von Verpackungsabfällen verzichtet wird
- und
- Mischkunststoffe statt im konventionellen stofflichen Verwertungsmix gemeinsam mit Trockenstabilat im Zementofen energetisch verwertet wird.

2.1.6.2 Kritikpunkte

Hier ist insbesondere zu erwähnen, dass die spezifisch erhöhten Emissionen eines Zementwerkes beim Wechsel vom Regelbrennstoff zum Ersatzbrennstoff nicht ausreichend einbezogen wurde.

Weiter ist auf die oben erwähnten Kritikpunkte zu den Modulen der rohstofflichen Verwertung bereits ausreichend hingewiesen worden. Der Auftraggeber (Landbell) hat versucht, vom Auftragnehmer (IVV) die verwendeten Basisdaten für das rohstoffliche Verwertungsmodul offengelegt zu bekommen. Dies ist ihm verweigert worden.

2.1.7 Ökobilanzieller Vergleich der energetischen Verwertung von Kunststoffen mit Verfahren des rohstofflichen Recyclings für den Raum Mannheim / Ludwigshafen, 2000

Das Fraunhofer-Institut hat in 2000 eine Untersuchung für die Energie- und Wasserwerke Rhein-Neckar AG (RHE) Mannheim und der GML Abfallwirtschafts-Gesellschaft mbH, Ludwigshafen, abgeschlossen (13). Verglichen wurde die getrennte Sammlung und rohstoffliche Verwertung von Verpackungs-Kunststoffabfällen mit dem Einsatz in Müllverbrennungsanlagen. Die rohstofflichen Verwertungsverfahren waren:

- Hochofen,
- Hydrierung (Bottrop).

Weiter wurde die energetische Verwertung im Zementdrehrohrofen einbezogen.

Als MVA wurden die beiden Anlagen in Mannheim und Ludwigshafen herangezogen.

2.1.7.1 Ergebnisse

Bei der überwiegenden Zahl der betrachteten Wirkungskategorien ergeben sich für die Müllverbrennungsanlagen an den Standorten Mannheim und Ludwigshafen Vorteile gegenüber der betrachteten rohstofflichen oder energetischen Verwertung. Weiter ergeben sich für die Verbrennung im Müllheizkraftwerk in allen betrachteten Kategorien selbst dann Entlastungseffekte, wenn die erzeugte Energie nicht Energie aus Kohle, sondern den relativ sauberen Energieträger Erdgas substituiert.

Die Gutachter kommen zu dem Ergebnis, dass für die betrachteten Müllverbrennungsanlagen in der ökologischen Gesamtbewertung auch der Wegfall des logistischen Aufwands für die Getrenntsammlung sowie die – hier nicht quantifizierte – Aufwandsminderung beim Abfallerzeuger positiv zuzuordnen sind. Es entfallen die Aufbereitung der Kunststoffe ebenso wie die zusätzliche Entsorgung der aus Sortierung und Aufbereitung stammenden Sortierreste.

2.1.8 Fazit Fraunhofer-Ökobilanzen

Die große DSD-Ökobilanz zeigt in ihrer Endfassung (inkl. der durchgeführten Sensitivitätsbetrachtung) sicherlich nicht die großen Ergebnisunterschiede, die die (gegenüber dem MVA-Szenario) teurere getrennte LVP-Sammlung und rohstoffliche Verwertung zweifelsfrei rechtfertigen würde. Hinzu kommt, dass die im Anschluß an die große DSD-Studie für unterschiedliche Auftraggeber durchgeführten Folgestudien des Instituts gezeigt haben, dass die MVA unter definierten Rahmenbedingungen zu besseren Ergebnissen führen kann als die in (4) unterstellte „Modell-MVA“.

Aus der Gesamtheit der hier berichteten Studien ergibt sich daher ein differenziertes Bild. Es kann nicht abgeleitet werden, dass die rohstofflichen Verfahren der MVA grundsätzlich ökologisch überlegen sind.

Die herausgearbeiteten Defizite werden weiter unten wieder aufgegriffen, wenn die Datengrundlagen und Modellbildungen für die eigenen ökobilanziellen Berechnungen erläutert werden.

2.2 Die Ökobilanz von Öko-Institut / Deutsche Projekt Union im Auftrag der Arbeitsgemeinschaft Verpackung und Umwelt (AGVU), 1999

Im November 1999 legte das Öko-Institut (Ö-I) zusammen mit der Deutschen Projekt Union (DPU) eine Untersuchung für die Arbeitsgemeinschaft Verpackung und Umwelt (AGVU) zum Thema „Vergleich der rohstofflichen und energetischen Verwertung von Verpackungskunststoffen“ vor (14). „Die AGVU tritt für das gemeinsame Interesse ihrer Mitglieder aus dem Einzelhandel, der Konsumgüterindustrie, der Verpackungsindustrie und der Recyclingwirtschaft im Bereich Umweltschutz und Kreislaufwirtschaft ein.“ (15).

Die Autoren der AGVU-Studie bauen in dieser Untersuchung auf den wichtigen vom Fraunhofer IVV ausgearbeiteten Ökobilanzergebnissen auf und übernehmen die Ergebnisse für die rohstofflichen Verfahren. Lediglich für das Szenario MVA werden Neuberechnungen durchgeführt.

Der Schwerpunkt der Studie ist die Frage, **welcher ökologische Nutzen mit der Energiebereitstellung aus der MVA verbunden ist**. Der ökologische Nutzen wird nach den international vereinbarten Regeln über die Einsparung an Energie, Emissionen und Ressourcen quantifiziert, die durch die MVA-Energie eingespart (bzw. verdrängt) wird. Hierzu werden in der AGVU-Studie auf der Basis von marktwirtschaftlichen Erwägungen insgesamt fünf unterschiedliche Szenarien mit wiederum unterschiedliche Annahmen je Szenario für die MVA durchgerechnet.

Szenarien stellen nach Darstellung der Autoren Modellberechnungen dar, um zu erfassen, zu welcher Energiesubstitution die aus der Abfallverbrennung stammende ausgekoppelte Energie führt. Hierbei wurde eine Durchschnittsbetrachtung durchgeführt, die die zusätzliche Energieabgabe aus der MVA durch einen proportionalen Rückgang der mittleren konventionellen Energiebereitstellung erfasst. Im Falle des Stroms wird beispielsweise (für das Ist-Szenario) die Substitution von Grundlaststrom angenommen (55 % Kernkraft, 30 % Braunkohle, 10 % Wasserkraft).

Die zusätzlich vorgenommene Grenzbetrachtung erfasst die Wirkungen der Energieabgabe (Strom, Fern- und Prozesswärme und Prozessdampf) in Form einer Abschätzung der systemischen Wirkung auf Basis eines spezifisch vermiedenen alternativen Energiebereitstellungssystems im jeweiligen Absatzsegment des Marktes. Im Falle des Stroms wird beispielsweise (für das Ist-Szenario) die Substitution von Strom aus einem Braunkohlekraftwerk der 90er Jahre unterstellt.

Durchschnitts- und Grenzbetrachtungen werden für die Ist-Situation und für eine Prognose der Energiemarktentwicklung für das Jahr 2020 errechnet.

2.2.1 Ergebnisse

Öko-Institut/DPU haben eine eigene Befragung unter den MVA-Betreibern Deutschlands zum jeweiligen Energieauskopplungskonzept durchgeführt. Nach § 5 Abs. 4 Punkt 4 BImSchG sind die Betreiber von genehmigungsbedürftigen Anlagen verpflichtet, entstehende Wärme für ihre Anlagen selbst zu nutzen oder an Dritte abzugeben, soweit dies nach Art und Standort der Anlage technisch möglich und zumutbar ist. Nach 17. BImSchV § 8 müssen Abfallverbrennungsanlagen die aus der Verbrennung entstehende Wärme, falls sie sie nicht selbst nutzen oder an Dritte zur Nutzung abgeben können, zur Stromerzeugung nutzen, falls eine elektrische Klemmleistung von mehr als 0,5 MW erzeugbar ist.

Die in der Umfrage erhaltenen Daten bestätigen die aus abfallwirtschaftlichen Publikationen bekannten energetischen Auslegungen des Anlagenparks. Hiernach ist die Kraft-Wärme-Kopplung für die MVA nicht die Ausnahme, sondern die Regel, wie Tab. 9 zeigt (Vergleiche auch Fazit der MVB-Studie, Kap. 2.1.4).

Tab. 9: Energieauskopplungskonzepte deutscher MVAs (14)

Energieauskopplungskonzepte	nur Stromauskopplung	Strom-Fernwärmeauskopplung	Fernwärme-Prozessdampfauskopplung	Strom-(Fernwärme)-Prozessdampfauskopplung	nur Prozessdampf
Anzahl der MVAs	7	34	1	5	10

Die aus diesen Daten errechneten Energienutzungsgrade legen die Autoren den Ökobilanzberechnungen zugrunde. Für Strom gehen sie von einem Energienutzungsgrad von 7,7 % aus, für Fernwärmeauskopplung von 15 % und im Falle der Prozessdampfauskopplung wird mit 16,3 % gerechnet. Diese für die Stromauskopplung niedrigen Werte (vgl. z.B. (4), dort Szenario MVA/Rostfeuerung: 17 % Stromauskopplung) führen zu einer insgesamt Verschlechterung der Ökobilanzergebnisse, verglichen mit älteren Arbeiten, wie Abbildung 8 zeigt.

Für die MVA-Szenarien werden von Öko-Institut/DPU keine Einzelanlagen gerechnet, sondern vielmehr wird ein Kollektivansatz gewählt, bei dem **alle** MVAs in Deutschland zu einer rechnerischen Gesamtanlage zusammengeführt werden. Hierdurch werden die Wirkungsgrade der Einzelanlagen entsprechend ihrer jeweiligen Kapazität (Abfallmenge) gewichtet.

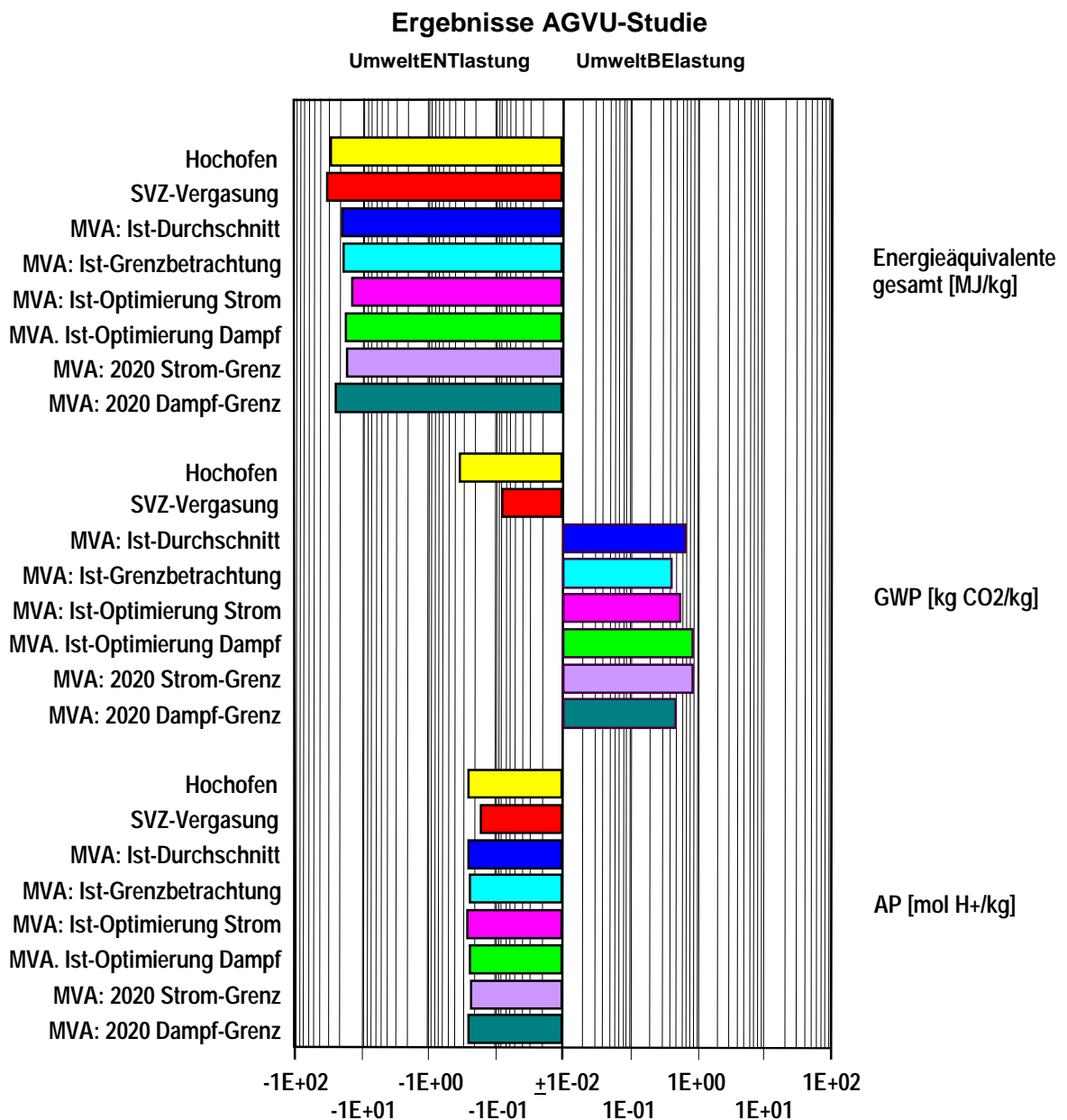
Abbildung 8 zeigt die erhaltenen Ergebnisse: Für die Kategorie Versauerungspotenzial ergeben sich keine signifikanten Unterschiede zwischen den betrachteten rohstofflichen Verfahren und den MVA-Varianten, während für die Kategorie kumulierte Primärenergie (Energie-

äquivalente) leichte und für den Treibhauseffekt deutliche Vorteile der rohstofflichen Verfahren gegenüber den meisten MVA-Varianten gegeben sind.

Abbildung 8: Gesamtergebnis AGVU-Studie¹ (ohne MVA Standard und MVA 1 – 3) (eigene Grafik)

GWP = global warming potential, Treibhauspotenzial

AP = acidification potential, Versauerungspotenzial



¹ Daten SVZ sind nicht deckungsgleich mit Daten aus DSD-Studie. Hier wurde seitens der Autoren auf eine noch nicht veröffentlichte Ökobilanzberechnung des IVV im Auftrag des SVZ zurückgegriffen; vgl. Abschnitt 2.5.

Insgesamt schneiden die von Öko-Institut/DPU neu gerechneten MVA-Szenarien ungünstiger ab, als dies in den Studien des Fraunhofer IVV der Fall war.

2.2.2 Defizitanalyse

Positiv an diesem neuen Berechnungsansatz der Studie ist sicherlich der Versuch, mögliche Referenzszenarien für Energiegutschriften unter marktwirtschaftlichen Randbedingungen abzuleiten (Welches Kraftwerk würde unter Kostengesichtspunkten durch MVA-Strom heruntergefahren?). Es ist allerdings zu diskutieren, ob die getroffenen Annahmen wirklichkeitsnah sind, ob beispielsweise ausgekoppelter MVA-Strom tatsächlich Kernkraft-Strom verdrängt.

Im Folgenden sollen daher die wichtigsten Defizite der AGVU-Studie kurzgefasst dargestellt und analysiert werden.

2.2.2.1 MBA-Konzepte fehlen

In 2000 wurden rund 15 Mio. Mg/a Restmüll in MVAs verbrannt. Die MBA spielt derzeit mit rund 1 Mio. Mg/a eine eher kleine Rolle.

Der Gesetzgeber hat im Rahmen der sog. Novellierung der TA Siedlungsabfall Verordnungen eingeführt, um die MBA auch nach 2005 als Regelvariante der Restabfallentsorgung zu ermöglichen. Folgt man den Ausschreibungen der letzten Jahre und den Bekundungen der allermeisten Entscheidungsträger, die noch über keine Entsorgungslösung nach 2005 verfügen, ist davon auszugehen, dass die vorhandene Entsorgungslücke im Wesentlichen über MBAs geschlossen werden soll.

Daher ist es sicherlich mit das entscheidende Defizit der AGVU-Studie, diese Variante nicht mit als neues Szenario aufgenommen zu haben. Dies auch vor dem Hintergrund, dass das Öko-Institut in der Vergangenheit in verschiedenen abfallwirtschaftlichen Gutachten genau diese Art der Abfall(vor)behandlung als ökologisch besonders vorteilhaft eingestuft hat (u.a. (16, 17)).

Dieses Defizit ist deshalb entscheidend, weil die MBA – je nach Verfahrenskonzept – die getrennte Sammlung und Sortierung von unterschiedlichen Wertstofffraktionen ersetzen könnte. So werden über die Fe-Abtrennung auch Verpackungen aus Eisenmetall erfasst und gelangen in die selben Verwertungstrecken wie die getrennt erfassten Fe-Verpackungen. Das gleiche gilt für Verpackungen aus Aluminium für den Fall, dass die MBA über eine NE-Abtrennung verfügt. Schließlich wären auch Teilfraktionen aus dem Bereich Papier und Kunststoffe abtrennbar, die stofflich verwertet werden könnten (vergl. MBA Münster).

Weiter ist die energetische oder rohstoffliche Verwertung einer hochkalorischen Fraktion (inkl. LVP-Verpackungen) aus der MBA bereits heute Praxis.

Die Verwertung der hochkalorischen Fraktion wird zukünftig sogar obligatorisch werden, folgt man den Vorgaben der 30. BImSchV (18) und insbesondere der Abfallablagerungsverordnung (19). Für Dresden und Chemnitz ist eine Entsorgungsanlage für Restabfälle realisiert, die ihre hochkalorische Fraktion im SVZ verwertet.

2.2.2.2 Nur systemischer Ansatz

Während für die rohstoffliche Verwertung jeweils nur eine Einzelanlage betrachtet wird, berechnen die Autoren der AGVU-Studie für ihre neuen MVA-Szenarien eine ideale Gesamtanlage. Die gesamten rund 15 Mio. Mg/a an Abfallinput werden in Beziehung gesetzt mit den von allen Anlagen ausgekoppelten Strom-, Wärme- und Dampfmengen. Hieraus ergibt sich dann ein rechnerischer Gesamtwirkungsgrad.

Methodisch werden mit der AGVU-Studie also Einzelanlagen (rohstofflich) auf der einen Seite mit einer systemischen Betrachtung auf der anderen Seite (energetisch) verglichen.

Wie dargestellt, schwanken die energetischen Wirkungsgrade der existierenden MVAs zwischen 11 % bis über 70 %. Allein an diesen Extremwerten erkennt man das Problem bei der Modellierung dieser idealen Gesamt-MVA. Selbst wenn die Ergebnisse für das System MVA einen Erkenntniswert haben, kann doch methodisch sauber nur Einzelanlage mit Einzelanlage (oder System mit System) verglichen werden.

Hierbei würde dann auch auf Seiten der MVA erkennbar, wie viele der aufgeführten energetisch optimierten Einzelanlagen im Vergleich mit den rohstofflichen Verfahren ein vergleichbares (oder gar besseres) Ökobilanzergebnis aufweisen und wie viele Anlagen dies nicht erreichen würden. Man könnte sogar errechnen, welche Mindestanforderungen an MVAs zu stellen sind, um ein mit den rohstofflichen Verfahren vergleichbares Ergebnis zu erhalten (für GWP und die Energieeinsparung, für AP ist dies ja bereits mit dem systemischen Ansatz gegeben, hier würden daher die Einzelanlagen in der Regel besser abschneiden).

Als Gegenargument wird sicherlich einzuwenden sein, dass für die rohstofflichen Verfahren jeweils gegenwärtig nur eine Anlage verfügbar ist (Stahlwerke Bremen bzw. SVZ). Dieses Argument war zwar zum Zeitpunkt der oben behandelten Untersuchungen vom Fraunhofer Institut noch zutreffend, zum Zeitpunkt der Ökobilanz von Öko-Institut/DPU aber schon nicht mehr. Im Jahr 2000 werden von den 240.000 Mg an Altkunststoffen aus DSD-Sammlungen etwa 140.000 Mg in drei Hochöfen verwertet, von denen zwei mit einer Verwertungsleistung von gut 100.000 Mg/a bei den Stahlwerken Bremen betrieben werden (20). Der bisher eingesetzte Datensatz beschreibt nur den Hochofen II der Stahlwerke Bremen. Bereits zwischen dem Hochofen II (HO II) und dem seit 1997 ebenfalls im Einsatz befindlichen Hoch-

ofen III (älterer Hochofen) bestehen ökobilanzielle Unterschiede. So liegt die spezifische Einblasmenge an Altkunststoffen im HO II bei 20 kg/Mg und für den HO III bei rund 35 kg/Mg Roheisen (20).

2.2.2.3 Modellierung von Gutschriften für die Stoffgewinnung

Was für ein Erkenntnisgewinn mit dem Vergleich auf der Ebene von Einzelanlagen resultieren würde, ist oben kurz dargestellt worden. Ein Vergleich von Systemen (rohstofflich, energetisch) würde diese Erkenntnisse nicht erbringen, könnte aber andere, ebenfalls interessante Erkenntnisse ermöglichen.

So wurde für die energetische Nutzenberechnung (Gutschriften) sehr detailliert betrachtet, was MVA-Energie am Markt tatsächlich verdrängt und welchen ökologischen Wert MVA-Energie tatsächlich hat. Unabhängig von der Frage, ob diese Betrachtungen wirklich realistisch sind (s.u.), ist ein weiteres entscheidendes Defizit an dieser Stelle, dass für die stofflichen Nutzen (Methanol/Energie aus dem SVZ bzw. Eisen aus dem Hochofen) derartige Betrachtungen nicht durchgeführt wurden.

Da hier nur Einzelanlagen betrachtet wurden, ist per Definition der Nutzen immer vollständige Substitution, also hundert Prozent (plus Vorkette). Bei einer systemischen Betrachtung könnte man die Frage zulassen (und betrachten): Was verdrängt eigentlich Methanol und Energie aus dem SVZ am Markt (heute und in Zukunft) bzw. was verdrängt eigentlich Eisen aus dem Hochofen in Bremen?

Hierfür müßte dann ermittelt werden, wie zum Beispiel der Bremer Hochofen im Vergleich mit anderen Hochöfen ökologisch zu bewerten ist. Würde beispielsweise das Mg Flüssig-eisen aus Bremen mit höheren Emissionen und Energieverbräuchen verbunden sein als die Produktion des Eisens in anderen Hochöfen, so fiel die Ökobilanz anders aus. Würde man weiter den Ansatz von Öko-Institut/DPU, diese Szenarien streng nach wirtschaftlichen Parametern durchführen zu müssen, auf das System Hochofen oder „Methanol/Energie-Erzeugungsanlage“ übertragen, so hätte man zu prüfen, welche der verschiedenen am Markt vorhandenen Möglichkeiten der Eisen- und Methanol/Energie-Produktion **tatsächlich** verdrängt werden würden.

So gehört der Hochofen in Bremen nicht zu den wirtschaftlich herausragenden Einrichtungen in der europäischen Eisen- und Stahlindustrie. Seit über 10 Jahren existieren Umbaupläne für ein auch ökologisch effektiveres Verfahren (Corex). Im Rahmen einer Grenzbetrachtung wäre daher auch zu ermitteln, welche Modernisierungsinvestitionen am Markt insgesamt durch die Einnahmen aus dem DSD-Geschäft verbunden sind.

2.2.2.4 Modellierung von Gutschriften für die Energieerzeugung

Die Bedeutung der Art und Weise der Modellierung der Energiegutschriften wird an einer Studie des Wuppertal-Instituts plastisch (21). Verglichen werden mittels ökobilanzieller Berechnungsmethoden die landwirtschaftliche und die thermische Klärschlammverwertung, wobei die Nutzen der Verwertungen (Düngung, Energiegewinnung) jeweils über Referenzszenarien bereitzustellen waren. Für den Treibhauseffekt (CO₂-Bilanz) ergaben sich für die landwirtschaftliche Verwertung deutliche Vorteile (400 bis 500 %), wenn die Gutschrift für die Stromerzeugung aus der thermischen Verwertung im Referenzszenario über Windkraftanlagen hergestellt wird. Anders fällt das Ergebnis aus, wenn die Stromerzeugung im Referenzszenario aus Steinkohlekraftwerken gerechnet würde. Hier weist die thermische Klärschlammverwertung gegenüber der landwirtschaftlichen Verwertung eine geringere CO₂-Emission auf (30 bis 60 %). Diese interessante Ausarbeitung illustriert daher, welche Bedeutung die Annahmen für die Nutzenberechnungen (Energiegutschriften) haben.

Neben der grundsätzlichen Kritik an der methodischen Ungleichbehandlung der Szenarien in der AGVU-Studie (systemisch versus Einzelfall), sind die Gutschriftenberechnungen für die MVA-Energie auch einer immanenten Detailkritik zu unterziehen.

So ist die Frage zu klären, ob MVA-Strom tatsächlich im Netzverbund Grundlastkraftwerke (anteilig) verdrängt. Müllverbrennungsanlagen werden im Netzverbund, das sagen uns die Kraftwerkspraktiker, **nicht** im Grundlastbereich mitgefahren, weil sie sich in der Regel von ihrer Verfügbarkeit her nicht für die Grundlast eignen (Ausnahme: z.B. MVB). Weiter ist zu beachten, dass die Strommenge aus MVAs vergleichsweise gering ist und eher die teuren Spitzen- und Mittellastkraftwerke in ihrer Leistungsabfrage am Markt zurückdrängen wird.

Im Übrigen kommt es bei einer individuellen Betrachtung darauf an, ob die Nutzung des MVA-Dampfes strom- oder wärmegeführt ist. **Müllverbrennungsanlagen haben in den vergangenen Jahren häufig zur Verdrängung von Steinkohle-Strom beigetragen – inwieweit sich dies nunmehr ändert, ist schwer vorauszusagen.**

Was mit dem zusätzlichen MVA-Strom tatsächlich geschieht, kann daher u.E. nur auf die jeweilige Einzelfallsituation hin ermittelt werden. Sicherlich wird hierbei in unterschiedlichem Umfang auch Grundlaststrom mit betroffen sein. Der pauschale Ansatz von Öko-Institut/DPU (MVA-Strom verdrängt Grundlast) ist u.E. zu einfach gewählt und wird der Situation im Einzelfall und dadurch insgesamt nicht gerecht.

Ein weiterer Kritikpunkt bezüglich der Gutschriftenberechnung betrifft die durchgeführten Grenzbetrachtungen: Für die Prognoseszenarien (2020) wird die Verdrängung von Erdgas-GuD-Anlagen (Strom) bzw. Gasheizwerken angenommen. Ob die Liberalisierung der Energiemärkte tatsächlich zu einer derartigen Konkurrenzsituation führt (MVA-Energie verhindert Investitionsentscheidungen in GuD-Anlagen bzw. Gasheizwerke, s.o.), ist eine Prognosefrage der zukünftigen Marktentwicklung. Gegenwärtig ist eher zu vermuten, dass die politi-

schen Schutzbemühungen für den kommunalen Kraft-Wärme-Kopplungsmarkt (inkl. MVA) das Eindringen von billigem Atomstrom aus Frankreich und Kohlestrom aus den GUS-Staaten verringern kann. Siehe hierfür auch die politischen Begründungen zu den KWK-Gesetzen.

Ein wichtiges Defizit für die Grenzbetrachtung ist daher, dass die marktwirtschaftlichen Auswirkungen der KWK-Gesetzgebung und des Klimaschutzprogramms der Bundesregierung in der Studie von Öko-Institut/DPU nicht berücksichtigt sind.

2.2.2.5 Energetische Szenarien MVA

Neue MVA-Projekte können energetisch höhere Effizienzen erreichen, als dies bisher in den existierenden Anlagen umgesetzt ist. Daher wäre ein ergänzendes Zukunftsszenario hierüber wünschenswert gewesen. Als Beispiel seien die Planungen der KMW in Mainz angesprochen, die den MVA-Dampf in ein Gaskraftwerk einbinden wollen. Ein weiteres Beispiel sind Projekte für den Bau von Kleinkraftwerken, die im Industrieverbund betrieben werden (Projekt Minden) und als Brennstoff hochkalorischen Fraktionen aus der MBA nutzen wollen.

2.2.2.6 Stromgutschrift SVZ

Durch die Übernahme der IVV-Daten für das SVZ (12) in die AGVU-Studie ergibt sich folgende Problematik. Das SVZ-Verfahren führt zur Erzeugung von Methanol und ergibt einen Stromüberschuß. Beide „Erzeugnisse“ bilden im wesentlichen die Gutschrift, die das Verfahren insgesamt erhält, wobei sich bei den angenommenen Heizwerten bzw. C-Gehalten des Kunststoffinputs Strom- und Methanolerzeugung in ihren jeweiligen Beiträgen zur Gesamtgutschrift etwa die Waage halten.

In der Studie von Ökoinstitut/DPU werden nun sehr umfänglich die Stromauskopplungen im Falle der MVA-Szenarien variiert, für das SVZ wird aber die Stromgutschrift nur entsprechend der IVV-Berechnung übernommen. Und IVV rechnet die Stromgutschrift über einen bundesdeutschen Mix. Hierdurch kommt es zu ergebnisrelevanten Verschiebungen der Bilanz, weil der SVZ-Strom die zahlenmäßig höchsten Gutschriften erhält, der MVA-Strom je nach Szenario aber deutlich niedrigere. Dabei ist für uns kein Argument erkennbar, warum SVZ-Strom, ins öffentliche Netz eingegeben, andere Gutschriften „verdient“ als MVA-Strom.

2.2.2.7 Defizite bei der Auswahl der Wirkungskategorien

Kritisch ist weiter anzumerken, dass die in der AGVU-Studie erstmals behauptete Ergebnisrelevanz der Atomkraft (im Ist-Szenario dieser Studie), sollte diese Annahme doch zutreffend sein (s.o.), zu einer Erweiterung der zu betrachtenden Wirkungskategorien hätte führen

müssen. So ist Atomkraft zwar eine Energiegewinnungsform, die keine Treibhausgase und sauren Schadgase freisetzt, aber wegen ihrer Risikopotenziale, ungelösten Entsorgungsfrage und radioaktiven Emissionen negativ gesehen wird. Dies ist letztlich auch der Grund, warum Deutschland aktuell aus der Atomkraftnutzung aussteigt. Daher wäre hier die Aufnahme weiterer Kategorien erforderlich gewesen, die die ökologischen Negativeffekte der Atomenergie ausreichend abbilden (= Defizit bei der Auswahl der Bewertungskategorien).

Dann betrachten Öko-Institut/DPU in ihrer Studie nicht, welche Auswirkungen die energetischen und rohstofflichen Verfahren auf den Wasserpfad haben (Defizit bei den Wirkungskategorien bzw. beim betrachteten Umweltmedium).

Dieses Defizit ist deshalb von Bedeutung, weil MVAs in der Regel abwasserrfrei betrieben werden, was nur durch entsprechende Umweltschutzinvestitionen möglich ist. Die rohstofflichen Verfahren (Hochofen Bremen, SVZ) hingegen erreichen ihren Luftreinhaltestandard in beiden Fällen durch eine anteilige Verlagerung der Emissionen in den Wasserpfad. Da im Falle der Verwertung im Hochofen die Belastungen des Wasserpfads durch die Kunststoffverwertung merklich steigen, ist dieses Defizit sicherlich ergebnisrelevant.

Die Fokussierung der AGVU-Studie auf die zukünftig optimale Erdgasnutzung zur Energiegewinnung (gegenüber der ökologisch hiergegen abfallenden Ausbauvariante einer effektiveren Energieverwertung aus der MVA) ist energetisch zu hinterfragen. **Ist es in der Tat ökologisch wünschenswerter, dass das hoch industrialisierte Deutschland die Verbrennung der knappen Ressourcen Erdgas beispielsweise der GUS-Staaten ausbaut und nicht die entbundene Energie aus der Verbrennung von derzeit bereits 15 Mio. Mg an Abfällen effektiver nutzt, als dies bisher der Fall ist (um zumindestens anteilig diese Steigerung der Erdgasnutzung abmindern zu können)?**

2.2.2.8 Systemgrenzen

Von besonderer Relevanz werden seitens der Autoren der AGVU-Studie die GWP-Ergebnisse (Treibhauspotenzial) gesehen. Hier sind für die neu berechneten MVA-Szenarien positive Werte vorhanden. Vereinfacht ausgedrückt bedeutet dies, dass eine energetische Verwertung von LVP-Verpackungen in der MVA die insgesamt gegebenen Treibhausmissionen weiter erhöht. Dies scheint auf den ersten Blick, betrachtet man selbst die obigen mittleren Wirkungsgrade für die MVA, schwer verständlich. Wie kann bei einem insgesamt energetischen Wirkungsgrad von 39 % eine Verschlechterung beim Treibhauspotenzial eintreten?

Verständlich wird dies, wenn man berücksichtigt, dass als Bezugsvariante, von der jeweils die Einzelszenarien abgezogen werden, in den Fraunhofer-Studien und auch in der Studie von Öko-Institut/DPU die **Deponierung** der LVP-Verpackung gewählt wird. Entscheidendes Defizit aller Studien ist, dass diese Deponierung von Kohlenstoff (aus Kunststoffverpackungen) als CO₂-Senke gerechnet wird (als CO₂-Gutschrift). Hierdurch wird die **Deponierung**

von Energieträgern der **Nutzung** von Energieträgern **gleichgesetzt**. Dies wird möglich, weil das langfristige Geschehen des deponierten Materials außerhalb der Systemgrenze der Betrachtung angesetzt ist. Dies wäre wiederum gerechtfertigt, wenn die Deponie ökologisch als inertes, dauerhaft intaktes Endlager zu qualifizieren wäre. Dies ist aber nicht gerechtfertigt.

Sicherlich ist es ebenfalls nicht gerechtfertigt, von einer kurzfristigen Emission des Kohlenstoffs aus deponierten Kunststoffverpackungen auszugehen und damit den deponierten Kohlenstoff als emittiertes CO₂ in die Bilanz einzurechnen (Lastschrift). Richtiger wäre es, die Deponie nicht als End-, sondern als Zwischenlager für Materialien einzustufen, die wir in ferner Zukunft (aus unterschiedlichsten Gründen) wieder aufnehmen müssen. In dieser sicherlich ökologisch problemadäquateren Einstufung würde der deponierte Kohlenstoff mit Null außerhalb der Bilanz gestellt.

Konsequenz dieser Wahl der Systemgrenze wäre es, dass alle Formen der energetischen Abfallverwertung unter dem Aspekt des Klimaschutzes positiv zu bewerten wären (negative Zahlenwerte), allerdings in unterschiedlicher Höhe, entsprechend den jeweils gegebenen Wirkungsgraden.

2.2.2.9 Sortierreste

Im Falle des Verzichtes auf die getrennte Sammlung der Mischfraktion aus der DSD-LVP-Sammlung werden in allen oben betrachteten MVA-Szenarien die enthaltenen, aber nicht aussortierten Sortierreste (immerhin 30 % des Inputs) auf einer Deponie entsorgt (siehe SVZ-Studien). Diese Annahme ist jedoch unrealistisch. Warum soll in einem realitätsnahen Szenario der Verpackungskunststoffabfall zunächst getrennt erfasst und anschließend deponiert und der aufgearbeitete Restabfall in die Verwertung gegeben werden?

Heute ist es die Regel, dass Sortierreste aus der getrennten Sammlung auf die Deponie gelangen. Zumindestens bis 2005 würde der Vorteil einer Mitbenutzung der Hausmüllstrecke für die energetische Verwertung von LVP-Verpackungen darin bestehen, dass auch diese Sortierreste verwertet werden. Bis 2005 gilt für die getrennte Sammlung daher die Regelvariante Deponierung der Sortierreste und für die Mitbenutzung der Restmülltonne die Verwertung der Sortierreste.

In der Einzelfallbetrachtung kann sicherlich von dem jeweils gegebenen tatsächlichen Schicksal der Sortierreste ausgegangen werden. Für den Vergleich von Systemen sollten die anteiligen Stoffströme (wie viele der Sortierreste in Deutschland gelangen auf Deponien etc.) berücksichtigt werden.

Bei der energetischen Verwertung der Sortierreste wäre weiter zu berücksichtigen, dass der Kohlenstoff anteilig aus regenerativen Quellen stammt.

2.3 Das HTP/IFEU-Gutachten, 2000

Im Jahr 2000 wurde eine weitere Untersuchung zum Thema DSD/LVP-Sammlung abgeschlossen. Sie wurde vom Umweltbundesamt ausgeschrieben und betreut und von den Büros HTP und IFEU-Institut durchgeführt (22). Sie ist als Umsetzung des Bund-/Länder-Beschlusses über die erforderliche Modernisierung und Fortentwicklung des DSD und der Verpackungsverordnung angelegt und konzipiert gewesen.

2.3.1 Aufbau der Untersuchung

Aufgabenstellung der Studie waren u.a. die Diskussion und Bewertung einzelner Packmittel-segmente aus der LVP-Sammlung im Hinblick auf die Sinnhaftigkeit ihrer Verwertung im Rahmen verschiedener Verwertungsszenarien. Bewertungsmethode ist auch in dieser Untersuchung die Ökobilanz nach DIN 14040. Im Unterschied zu den anderen bisher durchgeführten Bilanzen werden in dieser Ausarbeitung aber nicht gesamte Sortierfraktionen aus der LVP-Sammlung (beispielsweise Mischkunststoffe) betrachtet, sondern Verpackungsmaterialgruppen, die unter dem Kriterium „näherungsweise äquivalentes Verwertungsprofil“ aggregiert sind. Tab. 10 zeigt die getrennt untersuchten Verpackungsmaterialgruppen und ihre Bedeutung bei der LVP-Verwertung.

Tab. 10: Auftrennung des lizenzierten Verpackungsanteils in der getrennten LVP-Sammlung nach Verpackungsgruppen

Lfd. Nr.	Verpackung	Abkürzung	Menge LVP (Mg/a)	Anteil LVP- Sammlung (%)
1	Weißblech	Wb	350.000	17,5
2	Weißblechverbunde	Wb-Vb	94.000	4,7
3	Aluminium	Alu	32.000	1,6
4	Aluminiumverbunde	Alu-Vb	16.000	0,8
5	aluhaltige Verbunde	aluh-Vb	24.000	1,2
6	Flüssigkeitskartons	FKN	158.000	7,9
7	Größere Kunststofffolien	K-Fo>A4	158.000	7,9
8	Kleinere Kunststofffolien	K-Fo<A4	90.000	4,5
9	Kunststoffflaschen	K-Flaschen	100.000	5,0
10	Kunststoffbecher	K-Becher	112.000	5,6
11	sonstige Kunststoffe	so-K	104.000	5,2
12	Kunststoffverbunde	K-Vb	16.000	0,8
13	Papier-Pappe-Verbunde	PPK-Vb	24.000	1,2
14	Hohlkörper >5l	Hk >5l	12.000	0,6
15	Expandiertes Polystyrol	EPS	26.000	1,3

Die jeweiligen Verpackungsabfallgruppen werden im Einzelnen entsprechend ihres heutigen oder zukünftigen Verwertungsschicksals getrennt betrachtet. Für diese Betrachtung werden die beiden Szenariengruppen

- Beibehaltung der getrennten LVP-Sammlung (i.F.: DSD-Szenarien),
 - Aufgabe der getrennten LVP-Sammlung (i.F.: MVA-Szenario).
- gebildet, in denen verschiedene Einzelszenarien modelliert werden.

Als Status quo-Szenario innerhalb der Gruppe der DSD-Szenarien wird die getrennte Sammlung und Sortierung in den heute in Deutschland betriebenen DSD-Sortieranlagen verstanden. Laut Auskunft von HTP wurden dabei mittlere Sortieranlagen modelliert (23). Die Verwertung erfolgt ebenfalls in der heute üblichen Praxis, jeweils nach den oben dargestellten Verpackungsgruppen getrennt, in den heute angesteuerten Verwertungsschienen (stofflich, rohstofflich, energetisch).

Das optimierte Szenario stellt eine Zukunftsvariante dar. In ihr werden die genannten Packstoffe weiter getrennt erfasst, aber über halbautomatische Sortieranlagen (ebenfalls mittlere Anlagen, s.o.) besser getrennt. Hierdurch gelingt das Erzeugen höherwertiger Fraktionen, was eine höherwertige Verwertung zulässt.

Das Sortec-Szenario beschreibt nun die Zukunftsvariante, in der die LVP-Fraktion vollständig über Sortec-Anlagen mittels trockenmechanischer Vorsortierung, naßmechanischer Sortierung und Kunststoffartentrennung und -veredlung zu Granulaten und Agglomeraten aufgearbeitet werden kann. Hierdurch gelingt eine weiter verbesserte Sortierung und eine umfassende stoffliche Verwertung der LVP-Fraktion. Die folgende Tabelle zeigt exemplarisch die Auswirkungen der modellierten Szenarien für die Verpackungsabfallgruppe „K-Fo <A4“.

In der Gruppe der MVA-Szenarien wurde als Status quo-Szenario die Aufgabe der getrennten LVP-Sammlung gerechnet, wobei die LVP-Packstoffe in diesem Szenario dann über die Restmülltonne entsorgt werden. Im Status quo-Szenario erfolgt diese Entsorgung in 30 % der Fälle in einer MVA und in 70 % der Fälle auf einer Deponie.

Tab. 11: Produktanteile aus der Wertstoffbilanz für Folien < DIN A4 bei unterschiedlichen DSD-Szenarien

Status quo	Folien < DIN A4		Produkte
	Optimierter Status	Sortec	
5,4 %	4,0 %		Mischgranulat
0,4 %	0,3 %		Werkstoffliche Verwertung Kunststoffersatz
4,2 %	4,1 %		Werkstoffliche Verwertung Holz/Betonersatz
45,2 %	59,0 %		SVZ / Hochofen
		40,8 %	PO-Agglomerat
		8,3 %	PE-Regranulat
		8,5 %	PS-Regranulat

Als optimiertes MVA-Szenario wird untersucht, wie sich die Ergebnisse verändern, wenn die Entsorgung nur in MVAs erfolgt. Für die Modellierung des reinen MVA-Szenarios wird auf die aktuellen Durchschnittsgrößen vorhandener Anlagen zurückgegriffen.

Im Rahmen der Sensitivitätsbetrachtung wird daher noch der Spezialfall untersucht, dass die MVA eine überdurchschnittlich hohe energetische Effizienz besitzt (thermischer Wirkungsgrad von 70 %), wie dies in einer Reihe von Fällen in Deutschland bereits heute der Fall ist.

2.3.2 Ergebnisse

Tab. 12 zeigt die erhaltenen Ergebnisse bezüglich des ökologischen Teils der Studie. Die Ergebnisse zeigen, dass die getrennte LVP-Sammlung und Verwertung entsprechend des heutigen Status quo gegenüber der Beseitigung auf Deponien (70 %) und MVA (30 %) für die allermeisten Verpackungsmaterialgruppen eindeutig von Vorteil ist. Für einzelne Verpackungsmaterialgruppen ist der Vorteil des DSD-Szenarios aber nicht eindeutig.

Tab. 12: Aggregierte Darstellung der Ergebnisse des ökologischen Vergleichs von DSD- und MVA-Szenarien der untersuchten Verpackungsmaterialgruppen; SQ = Status quo

	DSD-SQ versus 30MVA / 70Deponie	DSD-SQ versus MVA (mix)	DSD-SQ versus MVA (gut)	DSD-SQ _{opt} versus MVA (mix)	Sortec versus MVA (mix)
Wb	+++	+++		+++	+++
Wb-Vb	+	+		+	+
Alu	++	++		++	++
Alu-Vb	+	+		++	++
aluh-Vb	+	+	+	+	++
FKN	++	++		++	++
K-Fo>A4	+	+		+	++
K-Fo<A4	(O)	(O)	O	+	++
K-Flaschen	+	+		+++	++
K-Becher	(O)	(O)	O	++	++
so-K	(O)	(O)	O	++	++
K-Vb	(O)	(O)	O	(O)	+
PPK-Vb	+	(O)	(O)	++	++

+ DSD-Szenarien sind ökologisch vorteilhaft (bzw. ++ = viel vorteilhafter, +++ =sehr viel vorteilhafter)

(O) geringfügige ökologische Unterschiede, Vorteil des DSD-Szenarios nicht eindeutig

O DSD-Szenario und MVA-Szenario gleichwertig

Wird der Vergleich zwischen DSD-Szenario und einem reinen MVA-Szenario durchgeführt, so ändert sich das Ergebnis nur geringfügig. Die Ergebnisse gleichen sich an für eine Reihe von Materialgruppen, wenn der Vergleich mit einer energetisch hochwertigen MVA stattfindet. Die Autoren sprechen hier von einem „eindeutigen ökologischen Patt“.

Die Optimierung der DSD-Szenarien führen wiederum zu besseren bis deutlich besseren Ergebnissen im Vergleich mit den gerechneten MVA-Szenarien. Dies erklärt sich im Wesentlichen dadurch, dass in den optimierten DSD-Szenarien der Anteil der stofflich verwertbaren Anteile (gegenüber den rohstofflichen Anteilen) gesteigert werden kann. Ob dies aber in der Praxis tatsächlich gelingen wird, hängt von der Materialgüte ab, die durch die optimierte Sortierung und Aufbereitung der LVP-Fraktion erreicht werden kann. In der Endfassung vom Dezember 2000 führten die Autoren noch aus: „Es stellt sich die Frage, in welchem Umfang die dabei hergestellten Sekundärkunststoffe die werkstofflichen Anforderungen des Marktes mit Blick auf den Ersatz von Primärkunststoffen erfüllen können. Diese Frage kann derzeit noch nicht abschließend beantwortet werden.“ (22). Nach Aussagen von HTP (23) sollen sich die Regranulate mittlerweile am Markt etabliert haben.

2.3.3 Kritik der Ergebnisse

In der Tat ist dies die entscheidende, kritische Frage bei der Bewertung der Ergebnisse der optimierten DSD-Szenarien. Die Frage ist, ob es wirklich gelingt, durch automatische Klauensysteme, die Materialien mittels Nah-Infrarot unterscheiden (NIR-Trenner), aus der LVP-Fraktion tatsächlich Materialien zu erzeugen, die Kunststoffgranulate aus der Primärstoffproduktion de facto substituieren. Diese Separierung einzelner Kunststoffarten mittels NIR wurde 1999/2000 lediglich in zwei Anlagen (Trienekens in Wülfrath und ART in Trier) erprobt, bis heute haben bundesweit lediglich zwei weitere ihren Betrieb aufgenommen. Die SORTEC-Technologie ist bislang lediglich in der Anlage in Hannover realisiert.

Wir haben die **flächendeckende** Einführung einer derartigen Technologie, wie z.B. vom Ökoinstitut in einer neuen Studie unterstellt (24), aus unterschiedlichen Gründen für gegenwärtig illusorisch eingestuft. So sind Fragen der technologischen Verfügbarkeit (die Anlage in Hannover arbeitet noch nicht im Vollbetrieb und hatte technische Probleme, aufgrund derer eine Nachrüstung mit einer Papierabtrennung erforderlich wurde (25)), des politischen Umfelds (Auswirkungen eines drohenden Zwangspfands?) und der Kosten zu sehen. Eine unterstellte Flächendeckung erscheint sehr optimistisch. Legt man die Kapazität der SORTEC3.0-Anlage von 25.000 Mg/a (26) zugrunde, entspräche dies bei einem Aufkommen an LVP-Abfällen von 2 Mio. Mg pro Jahr einem Bedarf von 80 Anlagen in Deutschland.

Wenn man die Frage, wie realistisch die Optimierungsvarianten des DSD sind und was sie ökologisch tatsächlich für Vorteile bringen, offen lässt, verbleibt der Vergleich des Status quo von DSD mit der Müllverbrennung.

Zunächst ist zu kritisieren, dass im Falle der Beseitigung ein Szenario gerechnet wurde, was in derartigem Umfang die Deponierung einbezieht. Die angesetzten 70 % für die Deponierung entsprechen in etwa dem Status quo der Restabfallbehandlung von 1993 (27). Der Status quo 1998 bestand dem hingegen aus einem Split von ca. 40 % MVA, 7 % MBA (vor Deponie resp. vor energetischer Verwertung) und 53 % Deponierung (28).

Des weiteren wird von keinem uns bekannten Interessenträger vorgeschlagen, die getrennte LVP-Sammlung zugunsten der Restabfalldeponierung aufzugeben. Dem stehen auch die Vorschriften der AbfAbIV (Begrenzung des Organikgehaltes im Ablagerungsgut) entgegen. Daher kann nur der Vergleich von DSD-Status quo mit MVA-Szenarien (mix oder gut) eine sinnvolle Diskussions- und Bewertungsgrundlage sein.

Die folgende Tabelle gibt den betreffenden Ausschnitt bezogen auf die Verpackungen wieder, die laut Spezifikation die Mischkunststofffraktion ausmachen, ergänzt um die Materialien, die anteilig dorthin gelangen.

Tab. 13: Aggregierte Darstellung der Ergebnisse des ökologischen Vergleichs von DSD- und MVA-Szenarien für die Mischkunststofffraktion; SQ = Status quo

Verpackungs- materialgruppe	Eintrag in Mischkunst- stofffraktion (2)	DSD-SQ ver- sus 30MVA / 70Deponie	DSD-SQ versus MVA (mix)	DSD-SQ versus MVA (gut)
KS-Folien < A4	laut Spezifikation	(O)	(O)	O
KS-Becher	laut Spezifikation	(O)	(O)	O
sonstige KS	laut Spezifikation	(O)	(O)	O
KS-Verbunde	laut Spezifikation	(O)	(O)	O
	zunehmende			
KS-Folien > A4	Verschleppung mit abnehmender Größe	+	+	
KS-Flaschen <5l	gering / anteilig	+	+	
Papier-Pappe- Verbunde	„nennenswert“	+	(O)	(O)

+ DSD-Szenarien sind ökologisch vorteilhaft (bzw. ++ = viel vorteilhafter, +++ =sehr viel vorteilhafter)

(O) geringfügige ökologische Unterschiede, Vorteil des DSD-Szenarios nicht eindeutig

O DSD-Szenario und MVA-Szenario gleichwertig

Für die Verpackungsmaterialgruppen, die laut Spezifikation die Mischkunststoffe stellen, zeigt sich durchgängig ein „ökologisches Patt“ zwischen DSD-Status quo und „guter“ MVA. Selbst bei einem MVA-Mix oder der überwiegenden Entsorgung auf Deponien (70 % Deponierung, 30 % MVA) sind die ökologischen Unterschiede nur geringfügig und ist der Vorteil des DSD-Szenarios nicht eindeutig.

Weiter ist zu bemängeln, dass die Autoren der Studie davon ausgegangen sind, dass in den betrachteten MVA-Szenarien die Verwertung von Fe-Metallverpackungen keine Bedeutung habe („Dieses Vorgehen ist damit begründet, dass nach Kenntnis der Projektnehmer die aus den Verbrennungsrückständen gewonnenen Stahl- und Aluminiumanteile für die Herstellung von Rezyklaten zum Ersatz von Primärmaterialien nicht von Bedeutung sind.“). Diese Feststellung ist unzutreffend. So gelangen Fe-Metallverpackungen zumindestens anteilig auch in die Schlacke (Abbildung 9).

Alle uns bekannten Aufbereiter von MV-Schlacken verfügen über Einrichtungen zur Metallabtrennung (29). Die Abtrennung von Fe-Metallen erfolgt mittels Magneten. Je nach Aufbereitungskonzept für die Schlacke fallen in der Regel eine Grob- und eine Feinfraktion an.

Abbildung 9: Metallabtrennung bei der STRABAG, hier Fe-Metalle



Der Wirkungsgrad der Metallabtrennung wird von Betreiberseite mit einer Größenordnung von 70 % bis 80 %, bezogen auf den Metallgehalt in der Schlacke angegeben, wobei insbesondere der Fe-Feinschrott (Dosenschrott) zu Buche schlägt. Tab. 14 zeigt ein Bilanz, wie sie von der Müllverbrennungsanlage Borsigstraße aufgestellt wurde.

Der bei der STRABAG zurückgewonnene Fe-Anteil der Schlacke liegt bei rund 8 %, der NE-Anteil bei 0,45 %, der Stromverbrauch für die gesamte Aufbereitung der Schlacke wird mit rund 2 kWh/Mg angegeben (30).

Tab. 14: Metallrückgewinnung im Rahmen der Müllverbrennung in der MVB, in Mg/a (31)

Abtrennung	Fe-Metalle	NE-Metalle	Summe Metalle
Aussortierung vor der Verbrennung	100 Mg/a	43 Mg/a	143 Mg/a
Fe-Grobschrott aus der Rohschlacke (Stangenabsiebung)	957 Mg/a		957 Mg/a
Fe-Feinschrott (Dosenschrott)	5.280 Mg/a		5.280 Mg/a
NE-Schrott grob		408,6 Mg/a	408,6 Mg/a
NE-Schrott fein		19 Mg/a	19 Mg/a
Summe	6.337 Mg/a	470,6 Mg/a	6.807,6 Mg/a
Bezogen auf 1 Mg Schlacke (bei 85.712 Mg Schlacke)	74 kg/Mg Schlacke	5,5 kg/Mg Schlacke	79,5 kg/Mg Schlacke
Verbleibende Metallgehalte in der Schlacke nach der Entschrottung			19 – 22 kg/Mg Schlacke
Grad der Metallrückgewinnung			72 – 76 %

Neben der Fe-Metallabtrennung werden auch NE-Metalle zurückgewonnen. Optisch zeigt sich aber bereits bei der Untersuchung der Rohschlacke, dass Aluminiumfolien und Verpackungsverbunde in der Schlacke nicht mehr vorhanden sind. Daher ist davon auszugehen, dass diese Inputbestandteile im Rahmen der Behandlung in der MVA verbrannt oder versintert sind.

Die größeren Aluminiumteile, also auch z.B. Dosen, werden im Rahmen der Müllverbrennung nicht verbrannt und werden folglich über die Schlackeaufbereitung zurückgewonnen (NE-Feinschrott).

Dass die Wiedergewinnung von Fe-Metallen nicht unbedeutend ist, zeigt auch das folgende Faktum: Das DSD erbringt seine Fe-Quoten durch Einrechnen von Dosenschrottanteilen aus der MVA/Schlackeaufbereitung (32).

Natürlich würde sich das Ergebnis der Tab. 12 ändern, wenn das stoffliche Metallrecycling einbezogen würde. Zusätzlich müsste auch die Energiefreisetzung im Rahmen der Verbrennung der Aluminiumfolien und Al-Verbunde mit einbezogen werden, was von HTP/IFEU ebenfalls nicht erfolgt ist.

Aber auch für die Verpackungsmaterialien der Metallverbunde ist noch einzubeziehen, dass sich zwar nicht für ein MVA-, wohl aber für ein **MBA-Szenario** (Mechanisch-biologische Abfallbehandlung) das Ergebnis besser oder gleichwertig darstellt, verglichen mit dem DSD-Status quo. Dies ist ein weiterer Kritikpunkt, den wir anmerken müssen (kein MBA-Szenario). Dieser Kritikpunkt richtet sich nicht an den Projektnehmer der Studie, sondern an den Auftraggeber, der diese Variante nicht mit beauftragt hat.

2.4 Empfehlung des Sachverständigenrates für Umweltfragen

Die oben dargestellten Ergebnisse haben zu kritischen Diskussionen geführt (33). So hat der Sachverständigenrat für Umweltfragen empfohlen (34):

„**869.** Der Umweltrat sieht einen erheblichen Reformbedarf für das gegenwärtige System der Verwertung gebrauchter Verkaufsverpackungen. Notwendig ist vor allem eine Verbesserung des Kosten-Nutzen-Verhältnisses im Bereich der Verwertung von Kunststoffverpackungen. Kernpunkt des Reformvorschlages ist die Begrenzung der getrennten Erfassung und Verwertung von Kunststoffverpackungen auf großvolumige, gering verschmutzte und weitgehend sortenreine Hohlkörper (vor allem Flaschen) und Folien. Kleinteilige Kunststoffverpackungen hingegen sollten in Zukunft grundsätzlich im Rahmen der kommunalen Restmüllentsorgung erfasst und in Müllverbrennungsanlagen energetisch verwertet werden.

Eine schnelle und umfassende Reform des Dualen Systems ist unter Umweltgesichtspunkten allerdings nur im Falle einer flächendeckenden Umsetzung der TA Siedlungsabfall, das heißt der vollständigen Behandlung des kommunalen Restmülls in Müllverbrennungsanlagen oder in hochwertigen mechanisch-biologischen Anlagen mit anschließender energetischer Verwertung des Restabfalls möglich. Bis zur Umsetzung der TA Siedlungsabfall im Jahr 2005 schlägt der Umweltrat einen schrittweisen Übergang zu einer kostengünstigeren Lösung vor.

Eine Erfassung kleinteiliger und vermischter Kunststoffverpackungen mit dem Restmüll kann nur dann erfolgen, wenn die kommunalen Entsorger über ausreichende Kapazitäten für die energetische Verwertung in modernen Müllverbrennungsanlagen verfügen oder entsprechende Verträge mit anderen Betreibern von Müllverbrennungsanlagen vorweisen können. Darüber hinaus müssen die kommunalen Entsorgungsträger jährlich Nachweise über die energetische Verwertung des Restabfalls vorlegen. In diesen Fällen kann die Erfassung von Leichtverpackungen durch kollektive Sammelsysteme auf großvolumige Kunststoffverpackungen sowie Verpackungen aus Weißblech und Aluminium beschränkt werden. Um eine finanzielle Begünstigung schlecht verwertbarer Kunststoffverpackungen zu vermeiden, werden entsprechende Lizenzentgelte weiterhin durch das jeweilige Sammelsystem erhoben. Die bei den Kommunen anfallenden zusätzlichen Entsorgungskosten für Kunststoffverpackungen sollten den Kommunen von der Dualen System Deutschland AG erstattet werden, wobei die Ausgleichszahlungen dem zusätzlichen Aufwand entsprechen müssen und nicht über den kommunalen Restmüllgebühren liegen dürfen. Den durch dieses System erzielbaren Kosteneinsparungen wird durch eine entsprechende Senkung der Lizenzentgelte für den Grünen Punkt Rechnung getragen.

Zur Umsetzung dieses Konzepts schlägt der Umweltrat eine Novellierung der Verpackungsverordnung vor. Kernpunkte der Novellierung sollten einerseits eine Reduzierung der stofflichen Verwertungsquote für Kunststoffverpackungen und die Anerkennung der energetischen Verwertung in modernen Müllverbrennungsanlagen sein. Andererseits sollte das Gebot der Flächendeckung für alternative Rücknahme- und Verwertungssysteme aufgehoben werden. Darüber hinaus ist die vollständige Umsetzung der TA Siedlungsabfall (Tz. 911 ff.) oder eine wirksame Deponieabgabe (Tz. 918) eine zentrale Voraussetzung für die angestrebte Verbesserung der Kosten-Nutzen-Bilanz bei der Verwertung von Kunststoffverpackungen. Die novellierte Verpackungsverordnung sollte möglichst vor dem Jahr 2002 in Kraft treten, da im Zeitraum zwischen 2002 und 2004 die langfristigen Entsorgungsverträge zwischen der Duales System Deutschland AG und privaten und öffentlichen Entsorgungsunternehmen auslaufen werden.“

Die Empfehlungen des SRU können u.E. insgesamt als Fazit der bisherigen Erkenntnislage für den Vergleich der Verwertung über die Restmülltonne versus DSD-System angesehen werden.

3 Rohstoffliche Verwertung von getrennt erfassten Verpackungen oder Mitbenutzung der Restmülltonne – ökobilanzieller Vergleich verschiedener Verwertungswege unter Berücksichtigung öffentlich-rechtlicher Entsorgungsinfrastrukturen

Die Zusammenstellung in Abschnitt 2 zeigt, dass viele der analysierten Studien mit Mängeln methodischer und inhaltlicher Art behaftet sind. Trotz der beschriebenen Kritikpunkte und Mängel der analysierten Studien soll hiermit nicht behauptet werden, dass alle bisherigen Untersuchungen auf diesem Feld grundsätzlich falsch und unbrauchbar seien. Die Datenfindung, Modellbildung und Berechnungen haben mit jeder Untersuchungen auch Fortschritte gebracht, so dass für die hier vorzunehmenden Berechnungen auf Vorarbeiten zurückgegriffen werden kann.

Die allermeisten bisher zum Thema DSD durchgeführten Studien vergleichen die ökologischen Leistungen des DSD mit der Deponierung von Hausmüll (als Basisszenario). Dabei will niemand die getrennte Sammlung von Mischkunststoffen wieder aufgeben, um die Verpackungen zu deponieren. Knapp die Hälfte der deutschen Entsorgungspflichtigen verfügen bereits jetzt über moderne Behandlungsanlagen. Ab 2005 gilt dies für alle Landkreise, Zweckverbände und Städte. Daher ist für uns die Deponierung eine rückwärtsgewandte, überwundene Entsorgung.

Mehr noch als die MVA scheint die mechanisch-biologische Restabfallbehandlung bzw. mechanisch-biologische Stabilisierung gegenwärtig zur Schließung der Entsorgungslücke das sprichwörtliche Rennen zu machen. Diese Art der Restabfallbehandlung wurde in der Vergangenheit in verschiedenen abfallwirtschaftlichen Gutachten als ökologisch besonders vorteilhaft eingestuft (u.a. (16, 17)).

Die MBA, auch als Vorschaltanlage vor thermischer Verwertung, bietet ein hohes Potenzial auch für die stoffliche Verwertung von Verpackungsabfällen. Gerade an Standorten, an denen MBAs betrieben werden, wird die Diskussion laut, auf die getrennte Sammlung von kleinteiligen Mischverpackungen zu verzichten. In Dresden beispielsweise wird die Mischverpackung aus der getrennten Sammlung in den gleichen „Ofen“ gegeben, wie die thermische Fraktion aus der dortigen mechanisch-biologischen Stabilisierungsanlage, nämlich ins Sekundärrohstoffverwertungszentrum Schwarze Pumpe (SVZ).

3.1 Aufgabenstellung

Aufgabenstellung der Studie ist es, einen ökobilanziellen Vergleich zwischen der rohstofflichen Verwertung von getrennt erfassten Verpackungsabfällen (insbesondere LVP-Mischkunststoffe) und einer Verwertung derselben über die Entsorgungsinfrastrukturen der öffent-

lich-rechtlichen Entsorgungsträger durch Belassen dieser Materialien im Restabfall durchzuführen.

Im Rahmen des Vergleichs wurden folgende Fragen bearbeitet:

- Welche Umweltbelastungen bzw. Umweltentlastungen resultieren aus der Verwertung von definierten Verpackungsabfällen in Abhängigkeit vom Erfassungsmodus (DSD-Sammlung bzw. Verbleib im Restabfall) und Behandlungsmodus (DSD-Sortieranlage, mechanisch-biologische Splitting- oder Stabilisierungsanlage) sowie von der jeweiligen Anlage zur Verwertung (Hochofen, SVZ, Kraftwerk, Zementwerk, MVA)?
- Wie hoch sind diese Umweltbe-/entlastungen für die untersuchten Szenarien im Vergleich?
- Welche Nettoeffekte resultieren daraus für die verglichenen Szenarien?
- Welche Schlußfolgerungen sind daraus zu ziehen für die Zukunft der getrennten Erfassung von Verpackungsabfällen?

3.2 Methode der Untersuchung

Aufgabenstellung ist die umweltbezogene Analyse und Bewertung unterschiedlicher Entsorgungstechniken für verschiedene Verpackungsabfälle. Für die Abbildung dieser Entsorgungstechniken werden im Rahmen der Sachbilanz Energie- und Stoffflussanalysen (Input-/Output-Analysen) durchgeführt. Diese Daten bilden den unmittelbaren Effekt der jeweiligen Maßnahme ab, erlauben jedoch in den seltensten Fällen einen direkten Vergleich verschiedener Maßnahmen, da unterschiedliche Sachbilanzindikatoren in die Bilanzen eingehen. Für die Wirkungsabschätzung, Auswertung und weitere Diskussion werden die erhobenen Sachbilanzdaten daher in Wirkungskategorien zusammengefasst.

3.2.1 Wirkungskategorien

Die Auswahl der Wirkungskategorien hängt in starkem Maße von der Fragestellung ab. Für die ökobilanzielle Betrachtung der Emissionen verschiedener Verfahren der Behandlung von Abfällen sind verschiedene Wirkungskategorien zu berücksichtigen. Die jeweilige Wirkung kann dabei von verschiedenen Schadstoffen in unterschiedlichem Maße hervorgerufen werden (z.B. Treibhauswirkung). So haben z.B. thermische Verfahren aufgrund der NO_x-Emissionen einen höheren Anteil am Versauerungspotenzial, während mechanisch-biologische Verfahren aufgrund der Emission von FCKW einen höheren Anteil am Ozonabbaupotenzial aufweisen. Auf der anderen Seite kann ein Sachbilanzparameter verschiedene Auswirkungen auf die Umwelt haben, z.B. klimawirksam und zugleich eutrophierend sein (z.B. NO_x).

Im Folgenden werden die zu ermittelnden **Sachbilanzparameter** dargestellt und den jeweiligen **Wirkungskategorien** zugeordnet.

3.2.1.1 Ressourcenschutz / Energie

Die Erfassung des Ressourcenschutzes anhand des Verbrauchs oder der Einsparung an Energie kann methodisch unterschiedlich erfolgen. Im vorliegenden Fall wird als wichtigster Sachbilanzparameter der Verbrauch bzw. die Einsparung von Primärenergie, kumuliert über die gesamte Behandlungskette, eingesetzt (sog. **kumulierter Primärenergieaufwand** (in MJ/Mg Verpackungsabfall); positiver Zahlenwert: Energieverbrauch; negativer Zahlenwert: Energieeinsparung).

3.2.1.2 Aufkommen an Abfällen zur Beseitigung

Auf das Kriterium „Aufkommen an Abfällen zur Beseitigung“ wird verzichtet. Wir teilen nicht die Auffassung, dass es ökologisch von Nachteil ist, wenn beispielsweise schadstoffbelastete Stäube ausgeschleust und in Umweltsenken verbracht werden, ganz im Gegenteil (35).

3.2.1.3 Produktqualität

In einzelnen abfallwirtschaftlichen Szenarien ist eine zusätzliche Fragestellung einzubeziehen: Die Schadstoffverlagerung in den Wertstoffkreislauf bzw. ins Produkt/Erzeugnis.

Die Produktqualität ist strenggenommen eine Kategorie, die in die gängige Systematik des LCA-, aber auch des UVU-Ansatzes nicht so ohne weiteres hineinpasst. Die Bewertung unterschiedlicher abfallwirtschaftlicher Szenarien kann diesen Aspekt aber nicht ausklammern, da einzelne in der Diskussion befindliche Techniken, wie beispielsweise die Mitverbrennung in Zementanlagen, eine Schadstoffverlagerung ins Produkt beinhalten. Es ist daher zu erfassen, in welchem Umfang selbige Verlagerung stattfindet (Sachbilanz) und in welchem Umfang es hierbei zu toxikologischen oder ökologischen Risikopotenzialen kommen kann (Wirkungsabschätzung und Bewertung).

In der vorliegenden Studie konnte mangels Primärdaten dieser Prüfungsaspekt nicht abgedeckt werden.

3.2.1.4 Emissionen

Es werden die durch die jeweilige Behandlung der Verpackungsabfälle erzeugten sowie die vermiedenen Emissionen bilanziert. Ausgehend von der obigen Defizitanalyse wird ein Luft- und ein Wasserpfad berücksichtigt. Die ermittelten Emissionen werden verschiedenen Wirkungskategorien zugeordnet (s.u.).

3.2.2 Zuordnung der verfügbaren Sachbilanzgrößen zu Wirkungskategorien

Die verfügbaren und relevanten Sachbilanzgrößen sind in der folgenden Tabelle den Umweltwirkungen, zu denen sie beitragen, zugeordnet. Ergänzend wird auf Abschnitt 3.2.1.1 verwiesen (Ressourcenschutz / Energie).

Tab. 15: Zuordnung der verfügbaren Sachbilanzgrößen zu den Wirkungskategorien

	Humantoxizität, Carcinogene/Luft	Humantoxizität, Carcinogene/Wasser	Humantoxizität, toxische Schwermetalle/Luft	Humantoxizität, toxische Schwermetalle /Wasser	Treibhauspotenzial (GWP)	Ozonabbaupotenzial (ODP)	Photooxidanzienbil- dungspotenzial (POCP)	Versauerungspotenzial (AP)/Luft	Versauerungspotenzial (AP)/Wasser	Eutrophierungspotenzial (NP)/Luft	Eutrophierungspotenzial (NP)/Wasser
Ammoniak (als NH ₃)								x		x	
Ammonium (als NH ₄)											x
Σ Aromaten							x				
Arsen	x	x	x	x							
Benzo(a)pyren	x	x									
Benzol	x	x									
Beryllium	x	x	x	x							
Blei			x	x							
Cadmium	x		x	x							
Chloroform	x	x									
Chlorwasserstoff (HCl)								x			
Chrom ges.			x	x							
Chrom-VI	x										
CO					x						
CO ₂ -gesamt					x						
CO ₂ -klimarelevant					x						

Verpackungsverwertung über Restmülltonne vs. rohstoffliche Verwertung getrennt erfasster Verpackungen –
 3 Rohstoffliche Verwertung von getrennt erfassten Verpackungen oder Mitbenutzung der Restmülltonne –
 ökobilanzieller Vergleich verschiedener Verwertungswege unter Berücksichtigung öffentlich-rechtlicher
 Entsorgungsinfrastrukturen

BZL

	Humantoxizität, Carcinogene/Luft	Humantoxizität, Carcinogene/Wasser	Humantoxizität, toxische Schwermetalle/Luft	Humantoxizität, toxische Schwermetalle /Wasser	Treibhauspotenzial (GWP)	Ozonabbaupotenzial (ODP)	Photooxidanzienbil- dungspotenzial (POCP)	Versauerungspotenzial (AP)/Luft	Versauerungspotenzial (AP)/Wasser	Eutrophierungspotenzial (NP)/Luft	Eutrophierungspotenzial (NP)/Wasser
CSB											x
Dichlorethan, 1,2-	x	x									
Dichlorethen, 1,1-	x										
Dichlormethan (CH ₂ Cl ₂)	x	x									
Ethan							x				
Ethanal (Acetaldehyd)	x										
Ethylen							x				
F 113 (C ₂ Cl ₃ F ₃)					x	x					
Fluorwasserstoff (HF)								x			
H+									x		
Halon 1211(CF ₂ BrCl)						x					
Halon 1301 (CF ₃ Br)						x					
HC 140a (CH ₃ CCl ₃)					x	x					
Σ Hexachlorbenzol	x	x									
Lachgas (N ₂ O)					x						
Methan					x		x				
Methanal (Formaldehyd)	x										
Nickel	x		x	x							
PCB, Summe	x	x									
PCDD/F (ITE)	x	x									
Pentachlorphenol (PCP)	x	x									
Phosphat (PO ₄ ³⁻)											x
Σ Phosphor (ohne PO ₄ ³⁻)											x
Propan							x				
Quecksilber			x	x							
R 11 (CCl ₃ F)					x	x					
R 114 (C ₂ Cl ₂ F ₄)						x					
R 12 (CCl ₂ F ₂)					x	x					
R 21 (CHCl ₂ F)						x					
R 22 (CHClF ₂)					x	x					
R115 (C ₂ ClF ₅)						x					
R123 (HCl ₂ C-CF ₃)					x						
Rest-NMVOC					x		x				

Verpackungsverwertung über Restmülltonne vs. rohstoffliche Verwertung getrennt erfasster Verpackungen –
 3 Rohstoffliche Verwertung von getrennt erfassten Verpackungen oder Mitbenutzung der Restmülltonne –
 ökobilanzieller Vergleich verschiedener Verwertungswege unter Berücksichtigung öffentlich-rechtlicher
 Entsorgungsinfrastrukturen

BZL

	Humantoxizität, Carcinogene/Luft	Humantoxizität, Carcinogene/Wasser	Humantoxizität, toxische Schwermetalle/Luft	Humantoxizität, toxische Schwermetalle /Wasser	Treibhauspotenzial (GWP)	Ozonabbaupotenzial (ODP)	Photooxidanzienbil- dungspotenzial (POCP)	Versauerungspotenzial (AP)/Luft	Versauerungspotenzial (AP)/Wasser	Eutrophierungspotenzial (NP)/Luft	Eutrophierungspotenzial (NP)/Wasser
Schwefeloxide (als SO ₂)								x			
Stickoxide (als NO ₂)								x		x	
Stickstoff											x
Stickstoffdioxid (NO ₂)								x		x	
Stickstoffmonoxid (NO)								x		x	
Tetrachlorethen (C ₂ Cl ₄)	x	x									
Tetrachlorkohlenstoff (CCl ₄)	x	x			x	x					
Thallium			x	x							
Σ Trichlorphenol	x										
Vinylchlorid	x	x									

3.2.3 Verknüpfung von Sachbilanzdaten mit spezifischen potenziellen Umweltwirkungen

Nach DIN EN ISO 14040 enthält die Wirkungsabschätzung im allgemeinen die Verknüpfung von Sachbilanzdaten mit spezifischen potenziellen Umweltwirkungen und das Erkennen dieser Auswirkungen. Für die Aggregation der Einzeldaten aus der Sachbilanz zu einer Wirkungskategorie wird auf die Methode der Wirkungspotenziale (Abschnitt 3.2.3.1) und für die Kategorie Humantoxizität auf die Methode der kritischen Volumina (3.2.3.2) zurückgegriffen.

3.2.3.1 Methode der Wirkungspotenziale

Es werden verschiedene Wirkungskategorien wie Treibhauseffekt, Ozonabbau oder Versauerung definiert. Die jeweilige Wirkung kann von verschiedenen Schadstoffen in unterschiedlichem Maße hervorgerufen werden. Deshalb werden **Potenziale** ermittelt, die das Ausmaß der Wirkung der Schadstoffe in Bezug auf einen **Vergleichsschadstoff** quantifizieren, sog. **Äquivalente**. Für das Beispiel der Wirkungskategorie Treibhauseffekt kann so ermittelt werden, welcher Summe CO₂ der jeweilige Schadstoffmix einer betrachteten Behandlungsvariante entspricht und somit ein Vergleich der Varianten vorgenommen werden. Schadstoffe, die mehrere Wirkungen hervorrufen können, werden in jeder dieser Wirkungskategorien berechnet, da jeweils das Potenzial besteht, diese Wirkung hervorzurufen, auch wenn tatsäch-

lich nicht alle Wirkungen zugleich hervorgerufen werden können. Für eine Reihe von Wirkungskategorien wurden Wirkungspotenziale veröffentlicht, z.B. Treibhauseffekt und Ozonabbau (36), Versauerung, Eutrophierung und photochemische Ozonbildung (37) oder aquatische und terrestrische Ökotoxizität oder Humantoxizität (38).

3.2.3.2 Methode der kritischen Volumina

Bei Anwendung der Methode der Kritischen Volumina werden anhand toxikologischer Erkenntnisse Richt- und Grenzwerte für Schadstoffkonzentrationen ausgewählt, bei deren Unterschreitung nach heutigem Stand nicht mit einer Beeinträchtigung der menschlichen Gesundheit zu rechnen ist. Das „Kritische Volumen“ ist die Menge Luft oder Wasser, die notwendig ist, um den emittierten Schadstoff auf diesen fiktiven „Unbedenklichkeitswert“ zu verdünnen; sind mehrere Schadstoffe zu „verdünnen“, werden die jeweils benötigten Volumina addiert. D. h., werden bei einer Maßnahme sehr große Schadstoffmengen emittiert, so ergibt sich ein großes kritisches Volumen, um die Konzentration unter den Grenzwert zu verdünnen; werden wenige Schadstoffe und/oder geringe Schadstofffrachten emittiert, ergibt sich ein geringes kritisches Volumen (16, 39).

Die kritischen Volumina werden nach folgender Formel berechnet:

$$\text{Krit. Luftvolumen [m}^3_{\text{Luft}} / \text{Mg}_{\text{Abfall}}] = \sum n_i \frac{\text{Fracht}_{\text{Schadstoff}} [\text{mg}_{\text{Schadstoff}} / \text{Mg}_{\text{Abfall}}]}{\text{Grenz-/Richtwert}_{\text{Schadstoff}} [\text{mg}_{\text{Schadstoff}} / \text{m}^3_{\text{Luft}}]}$$

$$\text{Krit. Wasservolumen [m}^3_{\text{Wasser}} / \text{Mg}_{\text{Abfall}}] = \sum n_i \frac{\text{Fracht}_{\text{Schadstoff}} [\text{mg}_{\text{Schadstoff}} / \text{Mg}_{\text{Abfall}}]}{\text{Grenz-/Richtwert}_{\text{Schadstoff}} [\text{mg}_{\text{Schadstoff}} / \text{m}^3_{\text{Wasser}}]}$$

Der Rechengang wird für jeden relevanten Schadstoff separat durchgeführt. Zunächst wird die Emission den vorhandenen Daten entnommen (beispielsweise in mg/Mg des Stoffes X und des Stoffes Y). Anschließend werden die für diese Schadstoffe geltenden bzw. toxikologisch ermittelten Umweltqualitätsziele bzw. die entsprechenden Grenz-/Richtwerte, die die skizzierte wissenschaftliche Absicherung haben, zusammengetragen und mit ihnen die jeweiligen einzelnen „kritischen Volumina“ errechnet. Die Einzelwerte für jeden Stoff werden für die jeweilige Wirkungskategorie (z.B. bei Aufnahme über die Atemwege toxische Schwermetalle) addiert. Werden bei einer Maßnahme sehr große Schadstoffmengen und/oder Schadstoffe mit hoher Toxizität emittiert, so ergibt sich ein großes kritisches Volumen, um die je funktioneller Einheit emittierten Frachten unter den jeweiligen Grenzwert zu verdünnen; werden je funktioneller Einheit nur wenige Schadstoffe und/oder geringe Schadstofffrachten emittiert, ergibt sich ein geringes kritisches Volumen (16, 39).

3.2.3.3 Wirkungskategorie Humantoxizität

Die methodische Ableitung von Parametern zur Beschreibung der Wirkungskategorie Humantoxizität erwies sich als besonders schwierig. Für diese Wirkungskategorie stellt sich insbesondere die Frage, wie auf der Ebene der Wirkungsabschätzung die recht unterschiedlichen Einzelstoffe, die die „toxische Gesamtsituation“ einer Emission ausmachen, aggregiert und gegeneinander gewichtet werden. Natürlich hat jedes Modell auch Schwächen. Häufig ist zu beobachten, dass Ökobilanzen an diesen Schwächen angegriffen werden und damit die Auswahl der Wirkungskategorie bzw. des jeweiligen Wirkungsmodells problematisiert wird. Man muss an dieser Stelle konstruktiv diskutieren. Ohne die Verwendung eines Modells kann die Humantoxizität als Kategorie nicht einbezogen werden. Es wäre daher abzuwägen, auf die Integration der Wirkungskategorie Humantoxizität insgesamt zu verzichten, wie dies von einigen Arbeitsgruppen in der Vergangenheit getan wurde (z.B. (40)). Dies hätte aber eine viel grundsätzlichere Kritik nach sich gezogen (z.B. eine ökologische Bewertung der Müllverbrennung o.ä. ohne Toxizitätskategorien).

Für die humantoxikologische Folgeabschätzung scheint ein vereinfachter Ansatz, der in verschiedenen Untersuchungen der letzten Jahre erfolgreich durchgeführt wurde, zielführend: die Bewertung der **Emissionen** (auch die indirekten Emissionen (Nutzen)) in Form der Errechnung sog. **kritischer Volumina für Luft bzw. Wasser** (vgl. Kap. 3.2.3.1). Für diese Wirkungskategorie spricht die – verglichen mit allen anderen Ansätzen – hohe Transparenz und Nachvollziehbarkeit, ihre Plausibilität und ihre Flexibilität.

Grundsätzlich können sowohl toxische als auch carcinogene Emissionen erfasst werden. Kritisch an dieser Methode ist, die Frage zu entscheiden, **welche** Richt- und Grenzwerte herangezogen werden. Hierzu wurden in der Vergangenheit für die Bewertung und den Vergleich abfallwirtschaftlicher Optionen unterschiedliche Ansätze und Wege gewählt (16, 17, 41). Hiergegen wurde eingewandt, dass Grenzwerte mit unterschiedlichen Wirkungsendpunkten miteinander verglichen und zudem reversible und irreversible Wirkungen unterschiedslos einbezogen würden.

In der vorliegenden Studie werden für die Wirkungskategorie Humantoxizität (kritische Volumina) in einem ersten Schritt nur die Stoffe einbezogen, die anerkannte Krebserzeuger sind. Bei der Betrachtung carcinogener Schadstoffe stellt sich das Problem, dass keine Wirkungsschwellen existieren. Als „Unbedenklichkeitswerte“ wurden deshalb (mangels besser begründeter europäischer Daten) die von einer international anerkannten Institution, der US-amerikanischen Umweltbehörde EPA, veröffentlichten unit risk-Werte gewählt. Die unit risk-Werte stellen Konzentrationen dar, die bei einer kontinuierlichen Exposition zu einem definierten Krebsrisiko führen (42). Ein Krebsrisiko von 1 : 1.000.000 (1 : 10⁶) wird dabei gewöhnlich als tolerierbar angesehen.

Die folgende Tabelle zeigt Grenz-/Richtwerte für Parameter, die von uns für die Berechnung der kritischen Volumina herangezogen wurden.

Tab. 16: Bezugskonzentrationen zur Ermittlung des kritischen Emissionsvolumens für carcinogene Schadstoffe nach US-EPA (43)/IRIS (42) (Stand April 1999)

Sachbilanzindikator	Daten IRIS 1999 Ingestion (Wasserpfad)	Daten IRIS 1999 Inhalation (Luftpfad)
Arsen	2,00E-05 mg/l	2,00E-07 mg/m ³
Benzo(a)pyren	5,00E-06 mg/l	5,88E-06 mg/m ³
Benzol	1,00E-03 mg/l	1,30E-04 mg/m ³
Beryllium	8,30E-06 mg/l	4,00E-07 mg/m ³
Cadmium	-	6,00E-07 mg/m ³
Chloroform	6,00E-03 mg/l	4,00E-05 mg/m ³
Chrom-VI	-	8,00E-08 mg/m ³
Dichlorethan, 1,2-	4,00E-04 mg/l	4,00E-05 mg/m ³
Dichlorethen, 1,1-	6,00E-05 mg/l	2,00E-05 mg/m ³
Dichlormethan	2,00E-03 mg/l	5,00E-03 mg/m ³
Ethanal (Acetaldehyd)	- mg/l	5,00E-04 mg/m ³
Hexachlorbenzol	2,00E-05 mg/l	2,00E-06 mg/m ³
Methanal (Formaldehyd)	- mg/l	8,00E-05 mg/m ³
Nickel	-	2,00E-06 mg/m ³
Σ PCB	1,00E-04 mg/l	1,00E-05 mg/m ³
PCDD/F (ITE)	2,19E-09 mg/l	2,20E-10 mg/m ³
Pentachlorphenol (PCP)	3,33E-03 mg/l	2,94E-04 mg/m ³
Tetrachlorethen	6,67E-03 mg/l	1,92E-02 mg/m ³
Tetrachlorkohlenstoff	2,70E-03 mg/l	7,00E-05 mg/m ³
Σ Trichlorphenole	3,00E-03 mg/l	3,00E-04 mg/m ³
Vinylchlorid	1,85E-04 mg/l	1,20E-04 mg/m ³

Der obige Ansatz ist ggf. zu ergänzen bzw. zu aktualisieren. So ist je nach Fallkonstellation die Wirkungskategorie Humantoxizität für den einzelnen Schadstoff für einen definierten (nicht-carcinogenen) Wirkungsendpunkt zu erweitern. Dies trifft auch für die Fragestellung der vorliegenden Studie zu. Für thermische Prozesse sind etwa die nicht-carcinogenen, aber flüchtigen toxischen Schwermetalle (z.B. Quecksilber und Thallium) relevant; für biologische Verfahren (MBA) gilt gleiches für Quecksilber wegen einer möglichen Biomethylierung und damit einhergehenden Erhöhung der Volatilität.

Daher wurde zur Erfassung von Human- und auch Ökotoxizität ein weiteres Kriterium berechnet: die **toxischen Schwermetalle**. Es wurden die Schwermetalle erfasst, die ein hohes toxisches Potenzial haben. Das Problem anderer flüchtiger toxischer Schwermetallverbindungen (z.B. toxische Organozinnverbindungen) muss an dieser Stelle als Forschungsbedarf markiert werden. Allen Schwermetallen ist zudem gemein, dass sie als in der Umwelt persistent einzustufen sind.

Die Berechnung der Wirkungskategorie Humantoxizität erfolgte ebenfalls mit dem oben dargestellten Ansatz der Ermittlung kritischer Volumina. Vor dem Hintergrund der Persistenz und sehr unterschiedlicher Wirkungsendpunkte und Wirkungsprofile (reversibel/irreversibel) war auch hier die Normierung der Emission über Toxizitätsgrenzwerte schwierig. Für diese Studie wurden die derzeit verfügbaren, belastbarsten Grenzwertvorschläge herangezogen. Für nicht-carcinogene Schwermetalle sind diese unter Verwendung des Irrelevanzansatzes von 1 % des Grenzwertes als Bezugswert in das Rechenprogramm eingeflossen. Für carcinogene Schwermetalle wurde als empfindlichste Wirkung die Krebserzeugung angesetzt und die o.g. Irrelevanzgrenze herangezogen. Die folgende Tabelle gibt die verwendeten Bezugskonzentrationen zur Ermittlung des kritischen Emissionsvolumens für die berücksichtigten nicht-carcinogenen toxischen Schwermetalle wieder.

Tab. 17: Bezugskonzentrationen zur Ermittlung des kritischen Emissionsvolumens für nicht-carcinogene toxischen Schwermetalle (47)

Sachbilanzindikator	Ingestion	Inhalation
Arsen	7,00E-05 mg/l	2,00E-07 mg/m ³
Beryllium	1,20E-03 mg/l	4,00E-07 mg/m ³
Blei	4,70E-04 mg/l	2,00E-05 mg/m ³
Cadmium	1,20E-04 mg/l	6,00E-07 mg/m ³
Chrom	7,00E-04 mg/l	8,00E-07 mg/m ³
Nickel	1,20E-04 mg/l	2,00E-06 mg/m ³
Quecksilber	5,00E-05 mg/l	5,00E-07 mg/m ³
Thallium	1,20E-04 mg/l	1,00E-05 mg/m ³

Verbleibt abschließend festzustellen, dass auch andere methodische Vorschläge existieren, die Wirkungskategorie Humantoxizität abzubilden (vgl. u.a. CML-Liste (37)), die aber ebenso mit Schwächen und Stärken behaftet ist. In der Abwägung erscheint uns der gewählte Weg für die zu bearbeitende Fragestellung methodisch weniger angreifbar.

3.2.3.4 Wirkungskategorie Treibhauspotenzial (GWP)

Das Treibhauspotenzial hat für die globalen Auswirkungen unterschiedlicher Szenarien eine hohe Bedeutung. Die Quantifizierung des Treibhauspotenzials muss unterschiedliche Einzelstoffe einbeziehen, die mittels sog. Äquivalenzfaktoren zu einer Größe aggregiert werden können (vgl. Tab. 18).

Die Wirkungskategorie Treibhauspotenzial korreliert mit der Nutzung fossiler Energieträger. Da für eine Teilmenge der Energiearten aber nicht-fossile Energieträger zum Einsatz kommen, werden die Szenarien zusätzlich energetisch analysiert und bilanziert (s.o.).

Tab. 18: Relative Treibhauspotenziale (GWP_i , global warming potential) der wichtigsten direkt wirkenden Treibhausgase in CO_2 -Äquivalenten, bezogen auf einen Zeithorizont von 100 Jahren nach IPCC 1995

Sachbilanzindikator (GWP 100)	Formel	GWP_i (100 Jahre)
Kohlendioxid	CO_2	1
Kohlenmonoxid	CO	3
Dichlormethan	CH_2Cl_2	9
Nicht-Methan-Kohlenwasserstoffe	NMVOG	11
Methan	CH_4	21
R123	HCl_2C-CF_3	90
Lachgas	N_2O	310
Tetrachlorkohlenstoff	CCl_4	1.400
R22	$CHClF_2$	1.500
R11	CCl_3F	3.800
R113	$C_2Cl_3F_3$	4.800
R12	CCl_2F_2	8.100

3.2.3.5 Wirkungskategorie Ozonabbaupotenzial (ODP)

Der Effekts des Ozonabbaus ist als Wirkungskategorie für thermische Prozesse wenig relevant, ist aber für nicht-thermische Prozesse einzubeziehen (Deponie, MBA, stoffliche Verwertung). Tab. 19 gibt die relevanten Parameter und deren Äquivalenzfaktoren wieder.

Tab. 19: Relative Ozonabbaupotenziale (ODP_i , ozone depletion potential) wichtiger ozonschädigender Stoffe auf Massenbasis in R 11-Äquivalenten (44)

Sachbilanzindikator	Formel	ODP_i
R123	HCl_2C-CF_3	0,014
R124	$HFCIC-CF_3$	0,03
R22	$CHClF_2$	0,04
1,1,1-Trichlorethan	$1,1,1-C_2H_3Cl_3$	0,12
R115	C_2ClF_5	0,4
R114	$C_2Cl_2F_4$	0,85
R12	CCl_2F_2	0,82
R113	$C_2Cl_3F_3$	0,9
R11	CCl_3F	1,0
Tetrachlorkohlenstoff	CCl_4	1,2
Halon1211	CF_2BrCl	5,1
Halon2402	$C_2F_4Br_2$	7,0
Halon1301	CF_3Br	12,0

3.2.3.6 Wirkungskategorie Photochemisches Ozonbildungspotenzial (POCP)

Die Emission von Photooxidantien, die zur bodennahen Bildung von Ozon und Sommersmog führen (Photochemisches Ozonbildungspotenzial), ist für thermische Prozesse wenig relevant. Dies sieht anders aus, wenn nicht-thermische Prozesse mit einzubeziehen sind. Die folgende Tab. 20 zeigt relevante Parameter sowie die entsprechenden Äquivalenzfaktoren auf Massenbasis von Ethen-Äquivalenten.

Tab. 20: Photochemische Ozonbildungspotenziale (POCP_i, photochemical ozone creation potential) in Ethen-Äquivalenten (37)

Substanz- klasse	Sachbilanz- indikator	POCP _i (kg C ₂ H ₄ /kg)	Substanzklasse	Sachbilanz- indikator	POCP _i (kg C ₂ H ₄ /kg)
Olefine	Ethen	1,00	Alkohole	Methanol	0,123
	Propen	1,03		Ethanol	0,268
Alkane	Methan	0,007	Aldehyde	Durchschnitt	0,196
	Ethan	0,082		Formaldehyd	0,421
	Propan	0,42		Acetaldehyd	0,527
Alkine	Acetylen	0,168	Ketone	Aceton	0,178
Aromaten	Benzol	0,189	Kohlenwasser- stoffe	Durchschnitt	0,377
	Toluol	0,563		Nicht-Methan- Kohlenwasser- stoffe (NMVOC)	Durchschnitt
	o-Xylol	0,666			
	m-Xylol	0,993			
	p-Xylol	0,888			

3.2.3.7 Wirkungskategorie Versauerungspotenzial (AP)

Tab. 21: Versauerungspotenzial (AP_i, acidification potential) in SO₂-Äquivalenten, basierend auf dem gewichtsbezogenen Protonenbildungspotenzial der Emissionen (37)

Sachbilanzindikator	Formel	AP _i (kg SO ₂ /kg)
Stickstoffdioxid	NO ₂	0,70
Stickoxide	NO _x (als NO ₂)	0,70
Chlorwasserstoff	HCl	0,88
Schwefeldioxid	SO_x (als SO₂)	1,00
Stickstoffmonoxid	NO	1,07
Fluorwasserstoff	HF	1,60
Ammoniak	NH ₃	1,88

Als weitere Wirkungskategorie der jeweiligen Szenarien wird der Effekt der Versauerung für relevant erachtet. Hierzu gibt Tab. 21 die relevanten Parameter sowie die jeweiligen Äquivalenzfaktoren auf SO₂-Äquivalente basierend auf dem gewichtsbezogenen Protonenbildungspotenzial wieder.

3.2.3.8 Wirkungskategorie Eutrophierungspotenzial (NP)

Schließlich ist aus globaler Sicht der Effekt der Eutrophierung relevant. Hierzu gibt wiederum die folgende Tab. 22 die relevanten Parameter sowie die heranzuziehenden Äquivalenzfaktoren wieder.

Tab. 22: Eutrophierungspotenzial (NP_i, nitrification potential) in PO₄-Äquivalenten, basierend auf einer durchschnittlichen Biomassezusammensetzung von C₁₀₆H₂₆₃O₁₁₀N₁₆P (37)

Sachbilanzindikator	Formel	NP _i (kg PO ₄ ³⁻ /kg)
Luftpfad:		
Stickstoffmonoxid	NO	0,20
Stickstoffdioxid	NO ₂	0,13
Stickoxide	NO _x (als NO ₂)	0,13
Ammoniak	NH ₃	0,30
Wasserpfad:		
Ammonium	NH ₄ ⁺	0,33
Stickstoff	N	0,42
Phosphat	PO₄³⁻	1,00
Phosphor	P	3,06
Chemischer Sauerstoffbedarf	CSB (als O ₂)	0,022

3.2.3.9 Für die vorliegende Untersuchung ausgewählte Wirkungskategorien

In der vorliegenden Studie werden für die Wirkungskategorie Humantoxizität die Sachbilanzindikatoren den Wirkungspotenzialen Carcinogene sowie toxische Schwermetalle zugeordnet.

- Die kritischen Volumina für Carcinogene werden unter Einbeziehung der unit risk-Werte der US EPA (Krebsrisiko 1 : 1.000.000) berechnet.
- Die kritischen Volumina für toxische Schwermetalle werden unter Einbeziehung der „Unbedenklichkeitswerte“ international anerkannter Institutionen (US EPA, WHO, ATSDR), staatlicher Einrichtungen (LAI, Deutschland) und Gesetzgebung (IW1, TRGS) sowie anerkannter NGOs (FoBIG; Forschungs- und Beratungsinstitut für Gefahrstoffe, Freiburg/D) unter Verwendung des Irrelevanzansatzes von 1 % berechnet.

Die nicht-toxischen Wirkungspotenziale (GWP, ODP, POCP, AP, NP) werden anhand der dargestellten Äquivalenzfaktoren für die jeweiligen Sachbilanzindikatoren charakterisiert.

Im Fall von Kombinationskonzepten werden die Bilanzergebnisse der einzelnen Behandlungsschritte zu einem rechnerischen Gesamtergebnis addiert.

3.2.4 Bilanzierungsräume

Für die durchzuführende Untersuchung sollen zwei unterschiedliche Systemgrenzen gesetzt werden. So sollen sowohl die lokalen (Quellenstärke) als auch die globalen Auswirkungen (Bilanz) berücksichtigt werden. Hierfür wird eine auf diese Aufgabenstellung hin entwickelte Methode eingesetzt, die im Rahmen eines Forschungsprojektes (45) entwickelt wurde und sich in nachfolgenden Projekten als praxistauglich erwiesen hat (9, 46, 47).

3.2.4.1 Lokale Auswirkungen (UVU)

Die Umweltverträglichkeitsuntersuchung (UVU) ist durch Gesetz eingeführt und durch langjährige Praxis normiert. Der methodische Ansatz der UVU fokussiert die Prüfung von umweltbezogenen Auswirkungen eines Vorhabens/einer Maßnahme auf die Bereiche (z.B. maximaler Immissionsaufpunkt bei der Bewertung des Luftpfads), bei denen die höchsten negativen Auswirkungen entstehen können. Fällt an diesen Bereichen die Auswirkung verglichen mit den relevanten Kenngrößen der zu betrachtenden Schutzgüter positiv aus, so wird die gesamte Maßnahme als umweltverträglich eingestuft. Diese Maximalauswirkungen bedingen methodisch den genannten lokalen Betrachtungs- und Bilanzierungsraum.

Die lokalen Ergebnisse sind für die Gesamtbewertung eine zusätzliche wichtige Information. Sie stellen dar, wie hoch die mit der Entsorgung der Verpackungen verbundenen Emissionen in die **unmittelbare Nachbarschaft der Anlage** sind (Quellenstärke).

Wir haben das an verschiedenen Stellen kritisierte Defizit (Gutschriftenberechnung für Einzelanlagen) über die Ermittlung der lokalen Emissionsbeiträge bewältigt und ziehen diese Ergebnisse daher mit in die Gesamtbewertung ein. Im Falle von Kombinationskonzepten werden die lokalen Quellenstärken zu einem rechnerischen Gesamtwert addiert.

3.2.4.2 Globale Auswirkungen (LCA)

Die Stärke des UVU-Ansatzes ist seine Erfassung und Bewertung der lokalen Umweltauswirkungen. Diese sind für die gestellte Bewertungsfrage sicherlich zwingend zu erfassen. Die Schwäche des UVU-Ansatzes ist seine Beschränkung auf eben diese Wirkung und das Ausblenden von globalen Wechselwirkungen, das fehlende Einbeziehen von ökologischen Fol-

gen der In- und Outputstoffströme (Lebenswege) und das fehlende Erfassen und Bewerten von Nutzen, die aus den jeweiligen Prozessen stammen (Energie, Stoffe, Dienstleistungen). Hierfür steht die Ökobilanz (syn. Lebensweganalyse, **Life Cycle Assessment**, LCA) als Methode zur Verfügung. Innerhalb der gegenüber der UVU weitergehenden Ökobilanz wird neben den Wirkungen, die mit einer Abfallbehandlung unmittelbar verbunden sind, auch der jeweilige Nutzen einer Maßnahme erfasst und bilanziert. Die Nutzenanalyse führt am Ende zu Gutschriften für die jeweils betrachteten Maßnahmen. Als Nutzen sind die Auskopplung von Energie, von Stoffen oder sonstigen Dienstleistungen zu verstehen.

3.2.4.3 Verwendete Bilanzebenen

Es soll eine **Kombination** der beiden oben dargestellten methodischen Ansätze (UVA bzw. Ökobilanz) zur Anwendung kommen mit dem Ziel, die Schwachstellen des einen Ansatzes jeweils durch die Stärke des anderen (vice versa) zu überbrücken. Hierdurch fließt in die Bewertung sowohl die **Quellenstärke** einer jeweils betrachteten Behandlungsmaßnahme bzw. Entsorgungsverfahrens (bzw. einer Kombination von Verfahren) als auch die **Ökobilanz** der betrachteten Maßnahme ein, bei gleichen in die Berechnung einbezogenen Umweltkategorien (wobei für die Ökobilanz einige zusätzliche Kategorien einbezogen werden).

3.2.4.3.1 Lokale Bilanzierung

Betrachtet wird die Quellenstärke einer Anlage (lokal relevante Emissionen). Die **Umweltverträglichkeitsuntersuchung** wird im Rahmen dieser Studie vereinfacht und auf die Wirkungspotenziale beschränkt, die aus lokaler Sicht die höchste Bedeutung haben:

- **Humantoxizität** (Carcinogene; toxische Schwermetalle, jeweils angegeben in kritischen Volumina); diese Kategorie erfasst die gesundheitlichen Einflüsse auf den Menschen.
- Emissionen an Stoffen, die zur bodennahen Ozonbildung beitragen (Ethylen-Äquivalente); diese Kategorie soll den Beitrag zum Entstehen von sog. **Sommersmog** erfassen (POCP = photochemical ozone creation potential).
- Emissionen an sauren Schadgasen (SO₂-Äquivalente); diese Kategorie erfasst den Beitrag zur **Versauerung** (Boden, Wald, Gewässer) (AP = acidification potential).

Durch den lokalen Betrachtungsansatz wird, insbesondere wenn für die globale Bilanzierung der Verwertung nur eine Anlage zur Verfügung steht, der Standard der Abwasser- und Abgasreinigung und sonstiger Emissionsminderungen abgebildet.

3.2.4.3.2 Globale Bilanzierung

Die **ökobilanzielle Bewertung** wird im Rahmen dieser Studie vereinfacht und auf die Wirkungspotenziale beschränkt, die aus globaler Sicht die höchste Bedeutung haben:

- **Kumulierte Primärenergie** (in MJ); diese Kategorie soll den Verbrauch (positiver Wert) bzw. die Einsparung (negativer Wert) von Primärenergie, kumuliert über die gesamte Behandlungskette, erfassen.
- Emissionen an **humantoxischen Stoffen** (Carcinogene; toxische Schwermetalle, jeweils angegeben in kritischen Volumina); diese Kategorie soll die gesundheitlichen Einflüsse auf den Menschen erfassen.
- Emissionen an Stoffen, die zum **Treibhauseffekt** beitragen (CO₂-Äquivalente); diese Kategorie soll den Beitrag zur Veränderung des globalen Weltklimas erfassen in Form des sog. Treibhauseffekts erfassen (GWP = global warming potential).
- Emissionen an Stoffen, die zur bodennahen **Ozonbildung** beitragen (Ethylen-Äquivalente); diese Kategorie soll den Beitrag zum entstehenden sog. Sommersmog erfassen (POCP = photochemical ozone creation potential).
- Emissionen an sauren Schadgasen (SO₂-Äquivalente); diese Kategorie erfasst den Beitrag zur **Versauerung** (Boden, Wald, Gewässer) (AP = acidification potential)).
- Emissionen an Stoffen, die zur **Gewässereutrophierung** beitragen (PO₄-Äquivalente); diese Kategorie erfasst den Beitrag zur Überdüngung von Böden und Gewässer (NP = nutrition potential).

Insbesondere die Einbeziehung von zwei humantoxikologischen Kriterien ist der Versuch, die in Abschnitt 2 geschilderten Defizite bei der Kriterienauswahl zu berücksichtigen.

Für den UVU-Ansatz (Quellenstärke) werden die gleichen unit risk- bzw. „Unbedenklichkeitswerte“ und Äquivalenzfaktoren verwendet, wie sie für die LCA/Ökobilanz eingesetzt werden.

Die genannten Kategorien werden in ihren lokalen (soweit von der Wirkungsseite her sinnvoll) und ihren globalen (bilanziellen) Auswirkungen getrennt bilanziert. Diese Vorgehensweise wurde in keiner der oben analysierten Studien gewählt. Dort wurden nur die bilanziellen Ergebnisse betrachtet.

Die Ökobilanz erfasst auf der Sachbilanzebene viele Daten, die meisten Daten, die auch für eine UVU zur Beschreibung einer Quellenstärke zu erfassen wären. Die Methodenstruktur der Ökobilanz bewirkt es aber, dass gerade über die Einbeziehung von Prozessnutzen (Gut- und Lastschriften) negative Wechselwirkungen an Standorten nicht mehr transparent sind. **Hieraus folgt das zentrale Argument, eine Methodenkombination einzusetzen.**

Dieser Ansatz der Bilanzierung und Bewertung (LCA plus UVU) steht fachlich im Kontext der Umsetzung eines **Nachhaltigkeits**-Konzeptes. So präzisiert z.B. der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen (48) das Konzept der Nachhaltigkeit („sustainable development“) mit dem Leitbild einer **„dauerhaft umweltgerechten Entwicklung unter Einbeziehung des Vorsorgeprinzips.“** In diesem Zusammenhang hebt der SRU das Prinzip des „Erhalts der menschlichen Gesundheit“ hervor. Und hier sind nicht nur überregionale/globale, sondern insbesondere auch lokale Belastungen zu berücksichtigen.

3.2.5 Gut- und Lastschriften

Neben den Wirkungen, die mit einer Abfallbehandlung unmittelbar verbunden sind, muss innerhalb einer Ökobilanz (LCA) auch der jeweilige Nutzen einer Maßnahme erfasst und bilanziert werden. Die Nutzenanalyse führt am Ende zu Gutschriften für die jeweils betrachteten Maßnahmen. Dieser Einbezug ist für eine vollständige Ökobilanz entscheidend; schließlich ist es nicht unbeachtlich, ob beispielsweise ein Verbrennungsprozess einen hohen Nutzen (z.B. Strom) bereitstellt oder nicht. Als Nutzen sind die Auskopplung von Energie, von Stoffen oder sonstigen Dienstleistungen zu verstehen.

Die Berechnung der Nutzen bzw. Gutschriften erfolgt anhand sog. Referenzprozesse. So ergibt sich die Gutschrift für die Erzeugung einer Menge X an Klinker aus Abfall beispielsweise aus den Emissionen, die regulär (ohne Abfalleinsatz) bei der Erzeugung eben dieser Mengen X mit Regelbrennstoffe anfallen werden. Gutschrift deswegen, weil methodisch angenommen wird, dass diese Klinkermenge aus Abfall die proportionale Klinkermenge aus Regelbrennstoff ersetzt bzw. verdrängt – also Einsparung, sprich Gutschrift.

Neben dem Nutzen bzw. den Gutschriften einer Maßnahme sind auch Verbräuche an Umwelt bzw. Lastschriften in eine ökobilanzielle Betrachtung einzubeziehen. Unter Lastschriften sind z.B. spezifische Betriebsmittelverbräuche (Chemikalien zur Rauchgasreinigung) oder erhöhte Transportaufwendungen zu fassen.

Die Zahlenwerte für Gut- und auch Lastschriften werden häufig geprägt von der Einsparung bzw. dem Verbrauch an Primärenergieträgern wie Kohle, Erdgas, Erdöl usw.. Die Energiebilanz umfaßt die relevanten Energiearten (Strom, Wärme). Die Bereitstellung von Strom (und ggf. Fernwärme) führt zur Möglichkeit, die Energieumwandlung aus Primärenergieträgern herunterfahren zu können (Verdrängung). Folglich können konventionelle Energieerzeuger in geringerem Umfang eingesetzt werden, da die Energie aus der Abfallverbrennung zur Verfügung steht. Dies kommt einer Umweltentlastung gleich, die dem jeweiligen Abfallbehandlungsverfahren anzurechnen ist (Ressourceneinsparung). Bei der Einsparung von Energie bzw. Energieträgern ist nun aus ökobilanzieller Sicht beachtenswert, dass mit der Einsparung eines Energiebeitrags (durch Abfallnutzung) auch ein definierter zusätzlicher Energiebetrag eingespart wird, der ansonsten für die Bereitstellung des konventionellen Energieträgers aufzuwenden wäre (sog. Vorkette). Diese Vorkette ist daher einer Gut- bzw. Lastschrift hinzuzuaddieren. Vorketten können auch für die Einsparung bzw. den Verbrauch von sonstigen Ressourcen relevant sein.

In vielen Studien wird gefordert, mehrere (5 bis 10) unterschiedliche Systeme bzw. Szenarien oder auch Maßnahmen miteinander zu vergleichen. Hierfür wurde die sog. Nutzenkorb-Methode entwickelt, die heute sehr häufig zum Einsatz kommt. Im Kern wird hierbei der jeweilige Nutzen der Vergleichsszenarien über Referenzprozesse zahlenmäßig ermittelt und kreuzweise auf das jeweilige zu bewertende Szenario „aufgefügt“.

Für die vorliegende Untersuchung wird dieser Ansatz nicht gewählt, da die Nutzenkorb-Methode zu einem unnötig hohen Rechenaufwand führt und die Transparenz der Ergebnisse erschwert. Da auch bei der einfacheren direkten Zuordnung von Gut- und Lastschriften zur jeweiligen Maßnahme am Ende das gleiche Ergebnis herauskommen muss, relativ betrachtet, wurde jedes Szenario isoliert berechnet. Daher werden in dieser Studie die Gut- und Lastschriften innerhalb der gewählten Systemgrenzen der jeweiligen abfallwirtschaftlichen Maßnahme **direkt** zugeordnet.

3.3 Festlegung des Untersuchungsziels

Ziel der Untersuchung ist,

- die aus der Verwertung von definierten Verpackungsabfällen aus Sammlungen des Dualen Systems Deutschland (DSD) **resultierenden Umweltlasten** in Abhängigkeit vom Erfassungs- (DSD-Sammlung bzw. Verbleib im Restabfall) und Behandlungsmodus (DSD-Sortieranlage, mechanisch-biologische Splitting- oder Stabilisierungsanlage) sowie der jeweiligen Anlage zur energetischen Verwertung (Hochofen, SVZ, Kraftwerk, Zementwerk, MVA) zu ermitteln,
- die durch diese Maßnahmen jeweils **vermiedenen Umweltlasten** zu quantifizieren,
- die verursachten und vermiedenen Lasten in Form einer Sachökobilanz einander gegenüberzustellen und die resultierenden Nettoeffekte zu bestimmen und
- Anforderungen abzuleiten, unter welchen Voraussetzungen die Aufgabe der getrennten LVP-Sammlung für ein konkretes MBA-Konzept (oder eine MVA) zu ökologisch gleichwertigen Ergebnissen mit der heute praktizierten getrennten LVP-Sammlung und Verwertung kommt.

Die Ergebnisse der Sachökobilanz werden anhand von Wirkungskategorien abgebildet, deren Anwendung wissenschaftlich Konsens ist und deren Eignung sich in Ökobilanzen mit vergleichbaren Fragestellungen erwiesen hat.

3.4 Festlegung des Untersuchungsrahmens

3.4.1 Festlegung der funktionellen Einheit

Zunächst scheint es sinnvoll, die LVP-Fraktion entsprechend der unterschiedlichen Verpackungsarten differenziert zu betrachten. Allerdings soll hier nicht die stoffliche Verwertung von großformatigen² Kunststofffraktionen wie PET- oder PE-Flaschen berechnet werden, weil die getrennte Sammlung und stoffliche Verwertung dieser Verpackungsabfälle ökologisch außer Zweifel steht. Daher werden lediglich folgende Verpackungsarten betrachtet:

- Metallverpackungen,
- LVP-Mischfraktion (Kunststoffe i. W. kleinteilig u.a.).

Auf eine detaillierte Untersuchung von Verbundverpackungen wird verzichtet. Verbundmaterialien setzen sich aus einem metallischen Anteil (hauptsächlich Aluminium) und einem Anteil an Kunststoffen, Papier etc. zusammen. Für die MBA- und MVA-Szenarien stellt sich allerdings ein Bewertungsproblem, weil unklar ist, in welchem Umfang diese Verpackungsabfälle im Rahmen der Aufbereitung tatsächlich abgetrennt werden. Im Falle der MVA ist unklar, in welchem Umfang sie verbrannt oder geschmolzen/versintert werden, weil der Anteil an Al-Folien in der Schlacke sehr gering ausfällt. Im Falle, dass die Verbundmaterialien verbrannt würden, wäre ihr Energiebeitrag (Organik, Al-Folien) zu bilanzieren. Sollte dies in relevanten Umfang der Fall sein, würden insbesondere die Verfahren mit energetischer Verwertung gute Ergebnisse ergeben.

Die funktionelle Einheit ist jeweils 1 Mg Verpackungsabfall.

3.4.2 Festlegung von Szenarien

Zur Modellbildung der UVU-/Ökobilanzberechnung sind unterschiedliche Szenarien zu bilden und die Systemgrenzen der Betrachtung festzulegen.

Für die Szenarienbildung wird vorausgesetzt, dass die öffentlich-rechtlichen Entsorgungsträger die 30. BImSchV und die Abfallablagerversordnung (AbfAbIV, Vorläufer war die TA Siedlungsabfall) in ihren Anlagen umgesetzt haben. Während die AbfAbIV sehr reale Auswirkungen nach sich zieht bis hin zur Strafbewehrung bei Nichteinhalten, wird über den Bau von neuen vollautomatischen DSD-Sortieranlagen (SORTEC3.0) gegenwärtig kaum real diskutiert. Die Umstellung der DSD-Anlagen auf halbautomatische Sortieranlagen mit Kunststoff-

² HTP weist darauf hin, dass diese Unterscheidung nicht zielführend sei, da die Größe einer Verpackung für moderne Sortieranlagen (halbautomatisch, SORTEC3.0) kein Unterscheidungskriterium mehr darstelle. Derartige Anlagen sind jedoch noch nicht flächendeckend realisiert (23).

sortentrennung, wie im HTP/IFEU-Gutachten für das optimierte Status quo-Szenario unterstellt (2), kommt derzeit erst in wenigen Anlagen zum Einsatz. Daher wird das heutige DSD als Basis-Szenario herangezogen.

Verglichen wird der Status quo der heutigen DSD-Praxis mit Szenarien der Verwertung über die Restmülltonne, wobei hier Szenarien, die eine mechanisch-biologische Behandlungsstufe beinhalten, und MVA-Szenarien getrennt untersucht werden. Im Folgenden werden die zu vergleichenden Szenarien kurz dargestellt.

3.4.2.1 Szenario „DSD 1“

Basisszenario der durchzuführenden Berechnungen stellt die gegenwärtige Aufbereitungs- und Verwertungspraxis des DSD dar (**Status quo**) (**Szenario „DSD 1“**). Die Verpackungen werden in der bekannten Form (gelber Sack, gelbe Tonne) getrennt erfasst, sortiert und aufgearbeitet. Sortierreste werden entsorgt. Die LVP-Mischfraktion wird entsprechend der heutigen Praxis (s.u.) verwertet.

Im Szenario „**DSD 1.1**“ findet die Verwertung der LVP-Mischfraktion im **SVZ** statt, und die Sortierreste werden in einem Zementwerk entsorgt.

Das Szenario „**DSD 1.2**“ unterscheidet sich vom Szenario „DSD 1.1“ nur dadurch, dass für die Verwertung anstelle des SVZ **der Hochofen** zum Einsatz kommt.

3.4.2.2 Szenario „MBA 1“

Die Szenarien „MBA 1“ beschreiben die **Verwertung über die Restmülltonne**, wobei der Restabfall in einer MBA behandelt wird. Die in diesen Szenarien unterstellte **MBA** wird in Form der **Stabilisierungsanlage** betrieben. Der Input wird biologisch getrocknet und über verschiedene Trennstufen von Schad- und Inertstoffen befreit; Fe-/NE-Metalle werden zur Verwertung abgetrennt. Die Abtrennung von Glas in verschiedenen Farbfraktionen ist technisch möglich (z.B. realisiert in den MBA Aßlar, Rennerod, Dresden), wird hier aber nicht weiter betrachtet. Am Ende des Prozesses fällt ein Stabilat an, welches in die energetische Verwertung geht. Die MBA-Anlagen werden entsprechend den in Deutschland am 1. März 2001 in Kraft getretenen Rechtsvorschriften betrieben. Die Verwertung des Stabilats (LVP-Mischfraktion inkl. Sortierreste) findet je nach Szenario in einer anderen Anlage statt:

„**MBA 1.1**“: Stabilat-Verwertung in einem **Zementwerk**.

„**MBA 1.2**“: Stabilat-Verwertung in einem **Kraftwerk**.

„**MBA 1.3**“: Stabilat-Verwertung im **SVZ**.

3.4.2.3 Szenario „MBA 2“

Die Szenarien „MBA 2“ beschreiben die **Verwertung über die Restmülltonne**, wobei der Restabfall in einer MBA behandelt wird. Die in diesen Szenarien unterstellte **MBA** wird in Form der **Splittinganlage** betrieben. Der Input wird mechanisch behandelt. Über verschiedene Trennstufen werden eine hochkalorische Fraktion sowie Fe-/NE-Metalle und Schadstoffe abgetrennt. Die verbleibende niederkalorische Fraktion wird biologisch behandelt (gerottet) und, ggf. nach offener Nachrotte, auf einer Deponie abgelagert. Wesentliche Stoffströme sind die Deponiefraktion und die hochkalorische Verwertungsfraktion.

Die MBA-Anlagen und die Deponie werden entsprechend den in Deutschland am 1. März 2001 in Kraft getretenen Rechtsvorschriften betrieben. Die Verwertung der hochkalorischen Fraktion (LVP-Mischfraktion inkl. Sortierreste) findet je nach Szenario in einer anderen Anlage statt:

„**MBA 2.1**“: Verwertung der hochkalorischen Fraktion in einem **Zementwerk**.

„**MBA 2.2**“: Verwertung der hochkalorischen Fraktion in einem **Kraftwerk**.

„**MBA 2.3**“: Verwertung der hochkalorischen Fraktion im **SVZ**.

3.4.2.4 Szenario „MVA 1“

Die Szenarien „MVA 1“ beschreiben die **Verwertung über die Restmülltonne**, wobei der Restabfall über eine **MVA** verwertet werden.

Im Szenario „**MVA 1.1**“ findet die Verwertung über eine MVA statt, die **im oberen Viertel bundesdeutscher Anlagen** (Emissionsschutz) liegt und über eine Kraft-Wärme-Auskopplung verfügt. Die MV-Schlacken werden deponiert.

Das Szenario „**MVA 1.2**“ unterscheidet sich vom Szenario „MVA 1.1“ dadurch, dass die Verwertung in einer theoretischen MVA stattfindet, die die gesetzlichen Anforderungen (Emissionsgrenzwerte 17. BImSchV) gerade noch einhält und Energie lediglich in Form von Strom auskoppelt. Die Schlacke wird im Straßenbau verwertet.

3.5 Sachbilanz

In der Sachbilanz werden die Emissionen, die z.B. aus der Behandlung von 1 Mg Verpackungsabfall (funktionelle Einheit) in den Verfahrensvarianten jeweils resultieren, ermittelt. Um diese Varianten vergleichen zu können, müssen hierbei nicht nur die Emissionen aus der reinen Behandlung betrachtet werden, sondern auch die Emissionen z.B. aus der Bereitstellung von Energie oder aus der Produktion von verwertbaren Produkten.

Natürlich ist es wünschenswert, eine möglichst umfassende Sachbilanz und Wirkungsabschätzung vorzunehmen. Da die sachbilanziell zu erhebenden Parameter nur in dem Umfang sinnvoll sind, wie sie auch als relevante und brauchbare **Wirkungskategorien** einzuordnen sind, geht hier die Wirkungsabschätzung dialektisch in die Sachbilanz ein.

Im Folgenden werden die wichtigsten Datengrundlagen für unsere Berechnungen erläutert, die sich aus der oben durchgeführten Defizitanalyse ableiten. Für die weiteren Details wird auf die Dokumentation im Anhang verwiesen.

3.5.1 Datengrundlagen

Die Modellierung der verglichenen Szenarien erfolgte unter Verwendung der in Tab. 23 angegebenen Datenquellen. Besonderheiten zu den einzelnen Prozessen werden im Anschluß daran diskutiert.

Tab. 23: Zuordnung der verwendeten Datenquellen zu den bilanzierten Prozessen

Prozess	Datengrundlagen
Transport	Kremer und Heyde, 1999 (4)
Sortierung	HTP/IFEU (2)
Mechanisch-biologische Behandlung	Lahl, Zeschmar-Lahl und Angerer, 2000 (9) BZL, 2001 (49) Zeschmar-Lahl et al., 2000 (50)
Hochofen	Bundesamt für Energiewirtschaft, Bern (Schweiz) (51) Stahlwerke Bremen, 1996 (52)
SVZ	SVZ, 2000 ((53) und von dort bestätigte Angaben)
Zementwerk	BZL, 2000 (54)
Kraftwerk	BZL/DPU, 1999/2000 (55)
Deponierung	Lahl, Zeschmar-Lahl und Angerer, 2000 (9)
Metallrecycling	BZL, 1999 (56)
Schlackeverwertung	BZL/DPU, 1999/2000 (55)
Erzeugte Energie	Strommix D, Kraftwerksmix, nach GEMIS 4.0 (57)

3.5.2 Verwertung im Hochofen

Aus der oben durchgeführten Defizitanalyse stellt sich die Frage, wie die Emissionsdaten und die Substitutionsfaktoren für eine ökobilanzielle Berechnung abgeleitet werden sollten.

3.5.2.1 Emissionsdaten

Neuere und effizientere Verfahren (z.B. das COREX®-Verfahren, ein von der VOEST Alpine Industrieanlagenbau entwickeltes, umweltschonendes Verfahren zur Roheisengewinnung) konnten mangels verfügbarer Daten nicht modelliert werden. Daher wurde für die Verwertung im Hochofen die Emissionsdaten nach (51) verwendet. Hierbei wurden auch die relevanten Nebenanlagen innerhalb der Systemgrenzen erfasst (Abwasserbeseitigung, Gichtgasnutzung, Sinteranlage).

Die Gutschriftenberechnungen wurden für die substituierte Schwerölmenge (entsprechend Substitutionsfaktor, s.u.) berechnet. Hierfür wurde ebenfalls auf die Datensätze von (51) zurückgegriffen.

3.5.2.2 Substitutionsfaktor

Substitutionsfaktoren können für die Verwertung im Hochofen ungleich 1 sein. Sie sind daher, wie kritisiert, genauer zu ermitteln. Der zugeführte Ersatzbrennstoff wird sowohl energetisch genutzt, hat aber auch eine Funktion als Reduktionsmittel (für das Eisenerz). Daher wurden beide Aspekte genauer untersucht. Tab. 24 zeigt eine Energiebilanz für einen Hochofen. Man erkennt, dass der Hochofen in dieser hier betriebenen Form einen energetisch vergleichsweise hoch-optimierten Prozess darstellt (siehe Position 5 und 6 in dieser Energiebilanz, die die Bilanzverluste darstellen). Wird eine Teilmenge des Kokeses durch einen Ersatzbrennstoff substituiert, reagiert das System daher sensibel auf etwaige energetische Veränderungen.

Da die Ersatzbrennstoffe aus Altkunststoffen des DSD zu einer relativen Temperaturenniedrigung (Kühlwirkung) im Einblasbereich führen (verglichen mit Schweröl oder Kohle als Reduktionsmittel), sind diese energetischen Veränderungen durch einen erhöhten Einsatz von Regelbrennstoff zu kompensieren, wenn Änderungen der Temperaturverläufe im Hochofen vermieden werden sollen. Die Kühlwirkung ist auf den gegenüber Regelbrennstoff erhöhten Wasserstoffgehalt zurückzuführen. Während die Umwandlung des Kohlenstoffs (zu CO) eine exotherme Reaktion darstellt, verläuft die Umwandlung zu H₂ endotherm.

Diese energetische Betrachtung ist zu ergänzen um eine chemische Betrachtung: um den unterschiedlichen Beitrag, den die Brennstoffe für die Reduktion des Eisenoxids ausüben. Die Reduktion des Eisens wird sowohl vom gebildeten Kohlenmonoxid als auch vom gebildeten Wasserstoff durchgeführt.

Einen vergleichbaren technischen Wirkungsgrad der beiden Verbindungen auf die Eisenoxidreduktion unterstellt, bemisst sich der Unterschied entsprechend der gegebenen Stöchiometrie. Tab. 25 zeigt die Elementaranalyse unterschiedlicher Reduktionsmittel.

Verpackungsverwertung über Restmülltonne vs. rohstoffliche Verwertung getrennt erfasster Verpackungen –
 3 Rohstoffliche Verwertung von getrennt erfassten Verpackungen oder Mitbenutzung der Restmülltonne –
 ökobilanzieller Vergleich verschiedener Verwertungswege unter Berücksichtigung öffentlich-rechtlicher
 Entsorgungsinfrastrukturen

BZL

Tab. 24: Bilanz des gesamten Hochofens für vorgegebene Betriebsparameter (58)

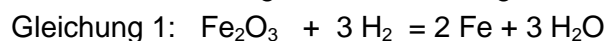
	Hi in GJ/Mg Roheisen	Bezug Hu,c in %	Abgeführte Enthalpien (%)
1. Zugeführte Enthalpien			
Koks	12,6647	100	
Heißwind	1,6220	12,81	
Summe	14,2867	112,81	
2. Reaktionsenthalpien			
Reduktion Fe-Oxide	6,7698	53,45	
Heizwert C _{gelöst}	1,5922	12,57	
Reduktion SiO ₂ , MnO	0,1597	1,26	
Summe	8,5217	67,29	67,29
3. Enthalpie des Gichtgases (latente)			
Heizwert CO	3,396	26,53	26,53
abzüglich der Luftvorwärmung		-	- 12,81
Summe		26,53	13,72
4. Enthalpie der Schmelze (sensible)			
Roheisen	1,0531	8,31	
Schlacke	0,6465	5,10	
Summe	1,6996	13,42	13,42
5. Enthalpie des Gichtgases (sensible)			
CO	0,0537	0,42	
CO ₂	0,0878	0,69	
N ₂	0,1662	1,31	
Summe	0,3077	2,43	2,43
6. Verluste des Hochofens			
Summe 2. – 6.	14,0366	110,83	98,03
7. Bilanzrest	0,25	1,97	1,97

Tab. 25: Elementaranalyse von gebräuchlichen Reduktionsmitteln für den Einsatz im Hochofen (52)

Reduktionsmittel	Pulverisierte Kohle	Schweröl	Kunststoffe aus Abfall
C	79,60 %	85,90 %	77,81 %
H	4,32 %	10,50 %	11,99 %
S	0,97 %	2,23 %	0,90 %
Cl	0,20 %	0,04 %	1,40 %
Asche	9,03 %	0,05 %	4,90 %

Daher bestimmt sich das insgesamt Substitutionsverhältnis der unterschiedlichen Brennstoffe, die im unteren Teil des Hochofens eingeblasen werden, einerseits aus den Energieverbräuchen bei der Vergasung der Brennstoffe und andererseits aus dem Reduktionspotenzial. Bezogen auf Schweröl als im Bremer Hochofen zu substituierender Regelbrennstoff, wird die Kühlwirkung des Schweröls bereits erreicht, wenn anstelle des Schweröls alternativ rund 40 % des Ersatzbrennstoffes aus DSD-Kunststoffen eingesetzt wird (in kg/Mg Roheisen). DSD-Mischkunststoffe üben daher eine deutlich höhere Kühlwirkung im Einblasbereich aus, als dies für Schweröl (wiederum gegenüber Kohlenstaub betrachtet) der Fall ist. Diese Zahl leitet sich aus den Bilanzberechnungen in (52) (hier Abbildung 3) für den Temperaturbereich von 2.100 bis 2.200°C ab. Somit wäre das Substitutionsverhältnis von DSD-Kunststoffen gegenüber Schweröl im Betriebsbereich des Hochofens mit rund 1 zu 0,75 (Schweröl zu DSD-Agglomerate) festzulegen (gewichtsbezogen). Auf den Energiegehalt des Brennstoffes bezogen, liegen die Substitutionsverhältnisse bei 1 zu 0,94 (MJ zu MJ).

Es wird von den folgenden Reaktionsgleichungen ausgegangen:



Tab. 26 zeigt die sich aus den Reaktionsgleichungen ergebenden Reduktionspotenziale in Mol/kg. Die Berechnung zeigt, dass das Reduktionspotenzial von Schweröl im Vergleich zu Abfall-Kunststoffen kaum unterschiedlich ausfällt.

Tab. 26: Reduktionspotenziale für Schweröl bzw. Kunststoffe in Mol/kg

Umwandlung für die Reduktionsreaktion in	CO	H ₂	Summe Reduktionspotenzial in Mol
Stöchiometriefaktoren zur Umwandlung	2,33	1	
Stöchiometriefaktoren zur Umrechnung in Mol	28,01	2	
Reduktionspotenzial Schweröl in Mol	71,5	52,5	124
Reduktionspotenzial Kunststoffe in Mol	64,7	60	125

Somit folgt für das Substitutionspotenzial insgesamt ein Wert von 1 zu 0,94 (Schweröl zu DSD-Kunststoff, energiebezogen), der sich aus der obigen energetischen und chemischen Betrachtung errechnet.

3.5.3 Verwertung im SVZ

In (12) wird umfänglich die Verwertung von DSD-Kunststoffen im SVZ untersucht. Die Anlagendaten in dieser Studie waren vom SVZ zur Verfügung gestellt und autorisiert worden. Daher hätte es sich angeboten, für unsere Berechnung diese Daten insgesamt heranzuziehen. Es hat sich aber gezeigt, dass die Daten von uns nicht nachvollzogen werden konnten. Nach unseren Prüfungen sind einzelne Daten nicht plausibel.

Tab. 27: Input-Output-Bilanz zum Äquivalenzsystem Methanolerzeugung aus Erdgas, nach Daten aus (12)

Parameter	Methanol- synthese	energ. Verwer- tung von Purgegas	Erdgasför- derung in m ³	Erdgasför- derung umgerech- net auf 1 kg Erdgas	Dampfer- zeugung (Daten für 1 TJ)	Dampfer- zeugung umgerech- net	Stromer- zeugung BRD-Mix für 1MWh	Ergebnis (Methanol- synthese + Purgegas- verwertung + Stromver- brauch + Erdgasvor- kette – Energie- überschuß)
Input:								
Erdgas kg	1.850							
Strom kWh	256		747	0,018936	5.435	149	div.	
Purgegas m ³		1.765						
Erdgas m ³					321.585	8.815		
Output:								
Dampf MJ		27.410			1.000.000	27.410		
Purgegas kg	1.765							
Methanol kg	1.280							
Erdgas m ³			29.586	0,75				
Strom kWh							1.000	
Erdgas kg				1,0				
Emissionen:								
CO ₂ kg		1.831	472	0,012	59.652	1.635	649	504
CO kg		185			15	0,4	0,18	185
TOC kg		46						46
NMVOG kg			0,1	0,000003	2,7	0,1	0,04	-0,1
Methan kg			152	0,004	2,7	0,1	1,19	8
HCl kg							0,01	0,004
NO _x kg		923	1,9	0,00005	61	1,7	0,41	922
N ₂ O kg			0,016	0,0000004	1,1	0,0		-0,03

So zeigt Tab. 27, dass Fragen zur Datensymmetrie zu stellen sind. So erfolgt die Methanol-
 synthese ohne Emissionen. Oder dass die Dampferzeugung zu TOC/NMVOG-Emissionen
 führt und die Purgegas-Verwertung für diese Parameter keine Emissionen aufweist, dürfte
 eher auf die fehlende Verfügbarkeit von Daten und nicht auf die Prozesse selbst zurückzu-
 führen sein.

Hinzu kommt, dass einzelne Daten auch nicht stimmen können, so z.B. die NO_x-Fracht bei der Purgegasverwertung. So führt die Erzeugung von 1 MJ Dampf aus der Purgegas-Verwertung zum Entstehen von 34 g NO_x, während die Erzeugung von 1 MJ Dampf aus einem Erdgaskessel 0,061 g NO_x zur Folge hat.

Tab. 28: Datensatz zur Berechnung der Verwertung im SVZ (11, 53, 59)

Output	je Mg	Altkunststoffe (kompaktiert) 31.000 MJ/Mg / Mg FS
Methanol	kg	604
Strom (Nettoüberschuß)	kWh	800
Asche u. Schlacken	kg	127
Gips (REA)	kg	4,7
Emissionen (Luft)		
Ammoniak	mg	290
Arsen	mg	0,45
Blei	mg	0,45
Cadmium	mg	1,15
Chrom	mg	0,45
HCl	mg	10
HF	mg	0,5
Kohlendioxid	mg	1.560.000.000
Kohlenmonoxid	mg	40.000
Lachgas (N ₂ O)	mg	400
Methan	mg	1.150.000
Nickel	mg	0,45
NMVOC	mg	6.200
NO _x	mg	265.000
PCDD/F	mg	3,6 e-17
Quecksilber	mg	0,12
Sauerstoff	kg	495
Schwefeldioxid	mg	16.000
Emission (Wasser)		
Ammonium	mg	19.000
AOX	mg	60
Blei	mg	22
Cadmium	mg	3,0
Chrom	mg	5,0
CSB	mg	111.000
Kupfer	mg	4
N-gesamt	mg	18.000
Nickel	mg	12
Quecksilber	mg	1,0

Daher wurden nur die Daten verwendet, die direkt vom SVZ zur Verfügung gestellt wurden. Mittels Differenzrechnung wurde aus den Tabellen A-1-5 und A-1-6 aus (12) die Emissionswerte (Luftpfad, Wasserpfad) berechnet, bezogen auf einen Hu von 33,7 MJ/Mg. Die in dieser Weise errechneten Daten wurden im Rahmen einer anderen Untersuchung dem SVZ von uns vorgelegt und von dort schriftlich bestätigt bzw. korrigiert (59) (Tab. 28).

Für die erzeugte Menge an Methanol und Strom und die emittierte CO₂-Fracht ist eine stärkere Abhängigkeit vom Heizwert bzw. dem Kohlenstoffgehalt des Einsatzgemisches gegeben. Daher haben wir auf der Basis der Daten aus (53) die Methanolmenge und emittierte CO₂-Fracht berechnen können.

Für die Stromauskopplung wurde ebenfalls auf die Daten in (53) zurückgegriffen. Auch diese Daten wurden dem SVZ im Rahmen einer anderen Studie vorgelegt und von dort kommentiert (59). In Szenarien, wo die Verwertung über die Restmülltonne gerechnet wurde, war es erforderlich, im Fall der Nutzung des SVZ, auch Daten für Abfälle mit niedrigeren Heizwerten zu berechnen. Hierfür wurde auf der Basis der genannten Datenquellen über Korrelationsrechnungen die Methanol- und Stromausbeute sowie die Emissionen angepasst.

3.5.4 Verwertung im Zementwerk

Die Emissionsbilanz der jeweiligen berechneten Verwertungsverfahren wurden mittels der Methode der Stoffflussanalyse berechnet (vergleiche obige Defizitanalyse). Ausgegangen wurde von den Belastungsdaten der Mischfraktion und der Sortierreste nach (4). Die Transferfaktoren für Zementwerke (Tab. 29) wurden dem eigenen Datenbestand entnommen, wobei hierbei auf Mittelwerte zurückgegriffen wurde (54).

Im Falle der Verwertung im Zementwerk ist die Energieeffizienz zu untersuchen. Bei den genannten Heizwerten von > 20.000 MJ/Mg zeigen die Daten von (60), dass für die Primärfeuerung der Faktor 1 zutreffend sein wird. Der Substitutionsfaktor wird im Falle der Mitverbrennung von Ersatzbrennstoffen auch vom Installieren eines Bypasses abhängig sein. Wir haben einen Bypass gerechnet, der 5 % des Volumenstroms entnimmt.

Tab. 29: Vergleichende Darstellung verschiedener Transferfaktoren für Zementwerke (Nass- und Trockenverfahren) aus unterschiedlichen Quellen (61)

Sachbilanz- parameter	VDZ (D) ①	VDZ (D) ②	Gallenk./ Braungart (D) ③	BZL (D) ④	GCI (USA) ⑤	Graf (CH) ⑥	PRIZMA- Studie (A) ⑦	Gierza- towicz (P) ⑧	Mittel- wert Reingas	Mittelwert Erzeugnis
	Reingas	Reingas	Reingas	Reingas	Reingas	Reingas	Reingas	Reingas	Reingas	Reingas
Verfahren	trocken	trocken	trocken	trocken	nass/ trocken	trocken	trocken	nass	alle	alle
Antimon	0,0003	0,000005	0,0002	0,0003	0,0016	0,0001			0,00042	0,9996
Arsen	0,0002	0,000005	0,0002	0,0001	0,0006	0,0001			0,00020	0,9998
Blei	0,0005	0,00002	0,0002	0,0036	0,0064	0,0001	0,0004	0,07	0,01015	0,9898
Cadmium	0,0017	0,00003	0,0005	0,0028	0,0044	0,0002	0,0002	0,14	0,01873	0,9813
Chrom	0,00012	0,000005	0,00004	0,0001	0,0005	0,000023		0,0005	0,00018	0,9998
Kobalt	0,0002	0,000005	0,0003	0,0002		0,00001			0,00014	0,9999
Kupfer	0,00009	0,000005	0,0002	0,0001		0,00001		0,002	0,00040	0,9996
Mangan	0,0002	0,000005		0,0001					0,00010	0,9999
Nickel	0,0003	0,000005	0,0001	0,0002		0,00001		0,0005	0,00019	0,9998
Quecksilber	0,4	0,3	0,93	0,75		0,16	0,40		0,49	0,51
Thallium	0,013	0,0002	0,011	0,027	0,0005	0,0008			0,00875	0,9913
Vanadium	0,0005	0,000005		0,001					0,00050	0,9995
Zink	0,0003	0,000005	0,00007	0,0001		0,000006	0,0001	0,03	0,00437	0,9956
Zinn	0,0007	0,000005	0,00003	0,001					0,00043	0,9996

- ① Mittelwerte für Deutschland nach Verein Deutscher Zementwerke aus (55) nach $Y = F_{\text{Rein}}/F_{\text{In}}$ (F = Fracht)
 ② Mittelwerte für Deutschland nach Verein Deutscher Zementwerke aus (55) nach „Einbinde- mal Abscheidegrad“
 ③ Transferfaktoren nach (62)
 ④ Mittelwert für Zementwerke in NRW, berechnet nach $Y = F_{\text{Rein}}/F_{\text{In}}$, Datenbasis nach Winkler (63)
 ⑤ Mittelwert aus Bilanzmessungen an 34 Zementöfen (= *kiln*) (64)
 ⑥ Theoretische Y ermittelt aus den im Stoff-Modell von Graf (65) verwandten Y ohne Koksfilter (90 % Verbundbetrieb, 10 % Direktbetrieb), siehe dort: (A40 bis L63)
 ⑦ Transferfaktoren nach $Y = F_{\text{Rein}}/F_{\text{In}}$ (66, 67)
 ⑧ Messungen ein Zementwerk, aus Abbildung extrapoliert (68)

3.5.5 Verwertung im Kraftwerk

Auch im Falle der Verwertung im Kraftwerk war zu berücksichtigen, dass der Wechsel des Brennstoffes auch die Emissionen verändert.

Die Emissionsbilanz der jeweiligen berechneten Verwertungsverfahren wurden mittels der Methode der Stoffflussanalyse berechnet. Ausgegangen wurde von den Belastungsdaten der Mischfraktion und der Sortierreste nach (4). Die Transferfaktoren für Kraftwerke (Tab. 30) wurden dem eigenen Datenbestand entnommen, wobei auf Mittelwerte zurückgegriffen wurde (55).

Tab. 30: Transferfaktoren ins Reingas für Kraftwerke (55)

Sachbilanzparameter	Transferfaktoren Reingas				rechnerischer Mittelwert
	Staub- feuerung Steinkohle	Staub- feuerung Braunkohle	Schmelz- kammer- feuerung	Schmelz- kammer- feuerung	
Antimon	0,00310	0,00500			0,00405
Arsen	0,04100	0,00160	0,0000010	0,0000030	0,01070
Blei	0,00033	0,00310	0,0000002	0,0000040	0,00086
Cadmium	0,00290	0,00019	0,0000050	0,0000040	0,00078
Chlor	0,00500	0,00200			0,00350
Chrom	0,00012	0,00018	0,0000004	0,0000010	0,00008
Fluor	0,00400	0,00010			0,00205
Kobalt	0,00025	0,00068			0,00047
Kupfer	0,00054	0,00370			0,00212
Mangan	0,00012	0,00083			0,00048
Nickel	0,00042	0,01600	0,0000002	0,0000010	0,00411
Quecksilber	0,83000	0,62000		0,5000000	0,65000
Thallium	0,00420	0,01800	0,0000040	0,0000030	0,00555
Vanadium	0,00110	0,00018	0,0000002	0,0000010	0,00032
Zinn	0,00058	0,00270			0,00164

3.5.6 Deponierung

Die Deponierung spielt für die Szenarien „MBA 2“ eine Rolle. Die Modellierung der Deponierung (Tab. 31) erfolgte in Anlehnung an die Ökobilanzberechnungen in (9).

Wichtige Randbedingung in dieser Studie war die Frage, wie die deponierten Kohlenstoffmengen (regenerativ, fossil) für die Kategorie Treibhauspotenzial anzusetzen sind (vergleiche Abschnitt 2 Defizitanalyse). In unserer Untersuchung ist dies mit Null geschehen. Es gibt auch die Möglichkeit, diesen Kohlenstoff als Gutschrift oder als Lastschrift zu rechnen. Für beide Ansätze können aus der Literatur Beispiele genannt werden.

Es wurde keine Erzeugung von Energie durch Verbrennung von Deponiegas angesetzt.

Tab. 31: Lastschriften Emissionen für Deponierung DK II

Sachbilanzparameter / Luftpfad	Emissionen DK II in mg/m ³	Sachbilanzparameter / Wasserpfad	Emissionen DK II in mg/l
Ammoniak (als NH ₃)	10	Arsen	0,02
Benzol	10	Blei	0,05
Chloroform	1	Cadmium	0,005
CO	5	CSB	40
CO ₂ -gesamt	50	Nickel	0,2
CO ₂ -klimarelevant	0	Pentachlorphenol (PCP)	0,001
Dichlorethan, 1,2-	5	Σ Phosphor (ohne PO ₄ ³⁻)	0,5
Dichlormethan	25	Quecksilber	0,01
Ethan	0,001	Stickstoff	7
Ethylen	0,003	Tetrachlorethen	0,05
Methan	350.000		
Pentachlorphenol (PCP)	0,1		
R 11 (CCl ₃ F)	50		
R 113 (C ₂ Cl ₃ F ₃)	3		
R 114 (C ₂ Cl ₂ F ₄)	3		
R 12 (CCl ₂ F ₂)	60		
HC 140a (CH ₃ CCl ₃)	2		
R 21 (CHCl ₂ F)	5		
Rest-NMVOC	50.000		
Tetrachlorethen	5		
Tetrachlorkohlenstoff (CCl ₄)	0,00115		
Vinylchlorid	7		

3.5.7 Metallrecycling

Es wurde von uns kritisiert, dass das Metallrecycling bei der Verwertung über die Restmülltonne nicht hinreichend berücksichtigt ist. Die Rückgewinnung von Metallen in MVA- und MBA-Szenarien wurde daher auf der Basis von Betreiberangaben einbezogen. Für die MBA konnte auf eine Untersuchung an deutschen und österreichischen Anlagen zurückgegriffen werden (56). Die Fe-Mengen können direkt in die Verwertung (Stahlwerk) gegeben werden. Die NE-Fraktion ist einer weiteren Auftrennung im Schrottgewerbe zu unterziehen. Das erhaltene Aluminium wird der Sekundäraluminiumschmelze zugeführt.

Tab. 32 zeigt den Datensatz, den wir für die Gutschrift für die Erzeugung von Sekundärmaterial aus Verpackungs-Fe und Verpackungs-Al herangezogen haben. Danach sind mit dem Recycling erhebliche ökologische Vorteile verbunden (ausgenommen Chrom).

Tab. 32: Gutschriften (= negative Werte) für Fe- und NE-Metall-Recycling (51)

Sachbilanzparameter	Emissionseinsparung durch	
	Fe-Metallrecycling in mg/Mg Fe	NE-Metallrecycling in mg/Mg NE
Luftpfad		
Ammoniak (als NH ₃)	-9,90E+01	-1,30E+04
Benzol	-1,30E+03	-1,50E+04
Blei	4,90E+03	-1,00E+03
Cadmium	-1,00E+02	-2,60E+02
Chlorwasserstoff	4,40E+04	-6,80E+05
Chrom gesamt	7,00E+01	
Chrom-VI	5,00E-03	
CO	-1,40E+07	-6,15E+07
CO ₂ -gesamt	-1,80E+09	-7,82E+09
CO ₂ -klimarelevant	-1,80E+09	-7,82E+09
Fluorwasserstoff (HF)	4,00E+03	-6,10E+04
Halon 1301 (CF ₃ Br)	-3,30E+01	-2,90E-01
Lachgas (N ₂ O)	-3,60E+03	-4,00E+04
Methan	-8,70E+03	-1,60E+07
Nickel	-1,50E+03	-8,20E+03
Quecksilber		-9,90E+01
Rest-NMVOC	-5,60E+05	-1,08E+07
Schwefeloxide SO _x (als SO ₂)	-3,30E+06	-5,30E+07
Stickstoffdioxid	-1,80E+06	-1,50E+07
Tetrachlorkohlenstoff (CCl ₄)		-4,00E+02
Thallium	-3,00E+01	
Wasserpfad:		
Arsen	-2,94E+03	-4,84E+03
Blei	-7,23E+03	-1,32E+04
Cadmium	-6,00E+01	-1,92E+02
Chrom	-1,47E+04	-2,40E+04
CSB	-3,30E+03	-8,20E+04
Nickel	-7,14E+03	-1,21E+04
Phosphat	-9,80E+04	-1,43E+05
Quecksilber		-4,00E+00
Stickstoff	-3,40E+06	-6,10E+04

3.5.8 Reststoffverwertung

Es wurde von uns kritisiert, dass die Reststoffverwertung bzw. Entsorgung im Falle der eingesetzten rohstofflichen Verfahren nicht in die Untersuchung einbezogen wurden. Uns ist es aber nicht gelungen, für den Hochofen und das SVZ belastbare Daten zu recherchieren.

Wir haben aber für das Szenario „MVA 1.2“ einbezogen, weil hierfür Daten verfügbar sind, welche Auswirkungen die Reststoffverwertung (Schlackeverwertung) auf die Ergebnisse des Wasserpfades hat. Die Lastschriften für die Schlackeverwertung sind Tab. 33 wiedergegeben.

Tab. 33: Lastschriften für die Schlackeverwertung hinter MVA

Emissionen Wasserpfad	Eluatwerte von aufbereitetem Bauschutt/ Straßenaufbruch (mg/l)
Ammonium (als NH ₄)	1,5
Arsen	0,03
Blei	0,1
Cadmium	0,02
Chrom	0,15
CSB	50
Nickel	0,06
Quecksilber	0,002
Σ Phosphor (ohne PO ₄ ³⁻)	0,4
Stickstoff	3
Thallium	0,001

3.5.9 Erzeugte Energie/Stoffe

Es wird darauf verzichtet, für die Gutschriftenberechnungen im Hochofen, Kraftwerk, Zementwerk und SVZ eigene nationale bzw. internationale Mix-Ermittlungen durchzuführen.

Es wird mit dem Status quo des bundesdeutschen durchschnittlichen Strommix gerechnet. Dies ist deckungsgleich mit dem Vorgehen von in den IVV-Studien und der HTP-IFEU Studie. Die marktbezogenen Gutschriftenberechnungen (Öko-Institut/DPU für MVA-Strom) sind für weit in die Zukunft gerichteten Prognose-Szenarien sicherlich hilfreich. Sie müssten aber dann für alle Nutzen durchgeführt werden (auch z.B. für Methanol oder Schweröl).

3.6 Wirkungsabschätzung

Die **Wirkungsabschätzung** hat zum Ziel, die Bedeutung potenzieller Umweltwirkungen mithilfe der Ergebnisse der Sachbilanz zu beurteilen. Im Allgemeinen werden den Sachbilanzdaten spezifische Umweltwirkungen zugeordnet, um die hieraus resultierenden potenziellen Wirkungen (daher auch „Wirkungspotenziale“ oder „Umweltlastenpotenziale“) zu erkennen bzw. zu quantifizieren.

Zur Wirkungsabschätzung können unterschiedliche Methoden angewandt werden. In den meisten Ökobilanzen mit abfallwirtschaftlichem Bezug kommen insbesondere sog. Leitindikatoren / Umweltlastenpotenziale und in einigen Fällen für die Bewertung der toxikologisch relevanten Indikatoren das Modell der kritischen Belastungsmengen zum Einsatz.

Die Wirkungsabschätzung kann u.a. folgende Elemente enthalten:

- Zuordnung von Sachbilanzdaten zu Wirkungskategorien (Klassifizierung)
- Modellierung der Sachbilanzdaten innerhalb der Wirkungskategorien (Charakterisierung)
- in besonderen Fällen mögliche Zusammenfassung der Ergebnisse (Gewichtung/Abwägung).

Nach ISO 14 040 gibt es keine wissenschaftliche Grundlage, Ergebnisse von Ökobilanzen weiter zu einem Einzelwert zusammenzufassen. Es kann jedoch eine Normung, Gewichtung oder Ordnung der Wirkungsindikatorergebnisse durchgeführt werden.

Die beschriebene Methode liefert Ergebnisse für die Inanspruchnahme oder Entlastung der Umwelt für die ausgewählten Wirkungskategorien. In der Gesamtschau sind diese aber für die ökologische Bewertung nicht alle von gleich großer Bedeutung. Die Wirkungskriterien sollten daher gewichtet werden. Nach Auffassung des Umweltbundesamtes weisen die verschiedenen betrachteten Wirkungskategorien eine unterschiedliche ökologische Relevanz auf (69). In Anlehnung hieran und an die HTP/IFEU-Studie (22) wurde die folgende Stufung abgeleitet und von uns ergänzt:

Verpackungsverwertung über Restmülltonne vs. rohstoffliche Verwertung getrennt erfasster Verpackungen –
 3 Rohstoffliche Verwertung von getrennt erfassten Verpackungen oder Mitbenutzung der Restmülltonne –
 ökobilanzieller Vergleich verschiedener Verwertungswege unter Berücksichtigung öffentlich-rechtlicher
 Entsorgungsinfrastrukturen

BZL

Tab. 34: Bewertungsvorschlag des UBA (69) zur ökologischen Gefährdung und Abstand zu Umweltzielen und Gesamtbewertung nach HTP/IFEU (22) und BZL

Wirkungskategorie	Ökologische Gefährdung (UBA)	Abstand zu Umweltzielen (UBA)	Gesamtbewertung HTP/IFEU
Treibhauseffekt	Sehr wichtig	Sehr wichtig	Sehr wichtig
Krebsrisiko	–	–	Sehr wichtig
Schwermetalle	–	–	Sehr wichtig (BZL)
Versauerung	Wichtig	Wichtig	Wichtig
Eutrophierung (terrestrisch)	Wichtig	Wichtig	Wichtig
Eutrophierung (aquatisch)	Wichtig	Mittel	Mittel
Photochemische Oxidanzien / POCP	Minder	Wichtig	Mittel
Energie	Minder	Wichtig	Mittel

4 Ergebnisse

4.1 Verpackungsabfälle aus Metall

Für die in Abschnitt 3.4.2 erläuterten Szenarien macht eine Detailrechnung keinen Sinn, weil keine Gutschriften-relevanten Produkte wie Strom, Klinker oder Methanol aus den Metallverpackungen gewonnen werden. Metallverpackungen gelangen nicht in die betrachteten Verwertungsverfahren (bis auf MVA). Sie werden vorher abgetrennt (vor Zementwerk, SVZ, Hochofen) und der Verwertung in diesbezüglichen stofflichen Verfahren (Stahlschmelze, Sekundäraluminium-Schmelze) zugeführt.

Daher reduziert sich die ökologische Frage, welche Szenarien Vor- oder Nachteile für den Bereich der Metallverpackungen aufweisen, auf zwei Einflußgrößen:

- die in den jeweiligen Verfahren (MBA, MVA) gegenüber der getrennten Sammlung abgetrennte Menge,
- die jeweils erhaltenen Qualitäten und die hiermit dann verbundenen Aufbereitungsaufwendungen, um ein verwertbares Erzeugnis zu erhalten.

Im Szenario „DSD 1“ ist nicht davon auszugehen, dass die Abtrennung der Metallverpackungen in der Sortierung vollständig verläuft. Gelänge eine Abtrennung bis zu 90 % (zur Fraktion der Sortierreste), so würden die Unterschiede zum Szenario „MVA 1“ deutlich sein, und einen Vorteil für die getrennte Sammlung bedeuten³. Verglichen mit einer modernen MBA fielen die Unterschiede eher gering aus.

Zahlreiche moderne MBAs verfolgen von der Konzeption her nicht das Ziel einer Maximierung der abgetrennten Mengen, sondern der Qualität der abgetrennten Materialien verfolgen, da dieses unmittelbar Auswirkungen auf die erzielbaren Erlöse hat. So kann die Qualität von Fe aus der MBA sogar besser ausfallen als die des Fe aus der getrennten Sammlung, da die LVP-Fraktion die Metallabscheidung stört (Folien etc.) (23).

Für die Qualitätsfragen zeigen detailliertere Berechnungen (56), dass für Fe aus der MBA nur geringfügige Mehraufwendungen gegenüber der magnetisch abgetrennten Fe-Fraktion aus der getrennten Sammlung bestehen. Diese Ergebnisse waren mit einem beteiligten Schrottaufbereiter gemeinsam erarbeitet.

Bezüglich der Fe-Fraktion aus der MVA und der getrennt gesammelten Fe-Materialien ergibt sich ebenfalls kein großer Qualitätsunterschied, der allenfalls zugunsten des MVA-Schrottes ausgeht (Zinkgehalt, spezifische Dichte).

³ Nach Angaben von HTP gelangen lediglich 1 – 2 % Fe-Metalle in den Sortierrest (23).

Abbildung 10: MBA Kaiserslautern (Splitting-Anlage): Fe-Fraktion aus Grobfraktion



Bezüglich des Al sind insbesondere für die MBA-Materialien qualitative Nachteile gegenüber der Aufbereitung nach getrennter Sammlung gegeben.

Abbildung 11: MBA Kaiserslautern (Splitting-Anlage): NE-Fraktion aus Grobfraktion



Abbildung 12: MBA Aßlar (Stabilat-Anlage): Abgetrennte NE-Fraktion



Abbildung 13: Fa. Trienekens, Anlage VZEK: Abgetrennte NE-Fraktion aus der Aufbereitung der LVP-Fraktion



HTP weist darauf hin, dass die AI- und AI-Verbunde-Abtrennung durch die Aggregate im DSD-System besser erfasst werden als in einer MBA (23).

Abbildung 14: Abgetrennte NE-Fraktion bei der STRABAG (MV-Schlacke-Aufbereitung)



4.1.1 Fazit Metallverpackungen

Fazit ist daher sicherlich eine starke Abhängigkeit der Ergebnisse vom jeweiligen Anlagenstandard (insbesondere MBA). Für Fe-Verpackungen dürften die Unterschiede zwischen den betrachteten Szenarien in der Regel eher gering sein (56). Für Aluminium weist die getrennte Sammlung (Szenario „DSD 1“) Vorteile gegenüber der Verwertung über die Restmülltonne (Szenarien „MBA 1, „MBA 2“ und „MVA 1“) auf. Die Vorteile müssen aber im Zusammenhang mit den insgesamt verwerteten Mengen gesehen werden, da eine Verwertung über den Restmüll auch die mengenmäßig dominierenden metallischen Nicht-Verpackungsanteile mit erfasst (vgl. Tab. 14). Daher führt eine quantitative und qualitative Anhebung des Verwertungsniveaus des Metallrecyclings über die Restmülltonne in der Summe zu ökologischen Vorteilen.

4.2 Verpackungsabfälle aus kleinteiligen Kunststoffen (LVP-Mischfraktion)

Die Ergebnisdarstellung erfolgt getrennt nach lokalen und bilanziellen (globalen) Resultaten.

4.2.1 Lokale Ergebnisse

Die folgenden Abbildungen zeigen für die betrachteten Szenarien die Berechnungsergebnisse für die lokalen Umwelteffekte. Die lokalen Ergebnisse spiegeln, wie oben dargestellt, im

Wesentlichen den Umweltschutzstandard einer Verwertungsanlage aus der Sicht der vorhandenen Nachbarschaft wieder (UVU-Ansatz).

Die humantoxikologischen Kriterien werden im Allgemeinen als besonders gewichtig eingestuft (s.u.). Für den Luftpfad ist erkennbar, dass insbesondere die Szenarien mit Verwertung im Hochofen und die worst case-MVA für die humantoxikologischen Kategorien schlecht abschneiden („DSD1.2“, „MVA 1.2“). Dem entgegen schneidet die Verwertung in einer guten MVA und die Szenarien unter Nutzung des SVZ am günstigsten ab. Die Szenarien unter Nutzung von Kraft- oder Zementwerken liegen im Mittelfeld, sind aber in der Regel etwas günstiger als für die DSD-Verwertung im Hochofen. Insgesamt unterstreicht dieses Ergebnis den vergleichsweise niedrigen Immissionsschutzstandard des Hochofenskomplexes. Aber auch der Standard der MVA ist im Falle der knappen Unterschreitung der 17. BImSchV nicht hervorragend. Die „MBA-Szenarien“ schneiden in der Regel geringfügig besser ab als die „DSD-Szenarien“. Die MVA mit hohem Abgasreinigungsstandard schneidet vergleichsweise sehr gut ab.

Für die Kategorie Förderung des Sommermogs (POCP) zeigt sich ebenfalls, dass das Szenario „DSD 1.2“ schlechter abschneidet. Ansonsten sind die Unterschiede zwischen „DSD 1.1“ (SVZ) und den MBA-Szenarien eher gering (inkl. „MVA 1.2“). Am günstigsten schneidet das Szenario mit der sehr guten MVA ab („MVA 1.1“).

Für die Kategorie Versauerungspotenzial zeigt sich schließlich, dass die Szenarien, bei denen auf die Verwertung der Verpackungskunststoffe im Zementwerk zurückgegriffen wird, die ungünstigsten Resultate gegeben sind („MBA 1.1“ und „MBA 2.1“). Dies ist auf die hohen NO_x-Frachten dieser Anlagen zurückzuführen. Am günstigsten schneidet auch hier die Müllverbrennung ab (Szenario „MVA 1.1“).

Abbildung 15: Ergebnisse lokal/Luftpfad: Carcinogene und toxische Schwermetalle in m³/Mg; Photooxidanzienbildungspotenzial (POCP) in mg Äq./Mg und Versauerungspotenzial (AP) in mg SO₂-Äq./Mg

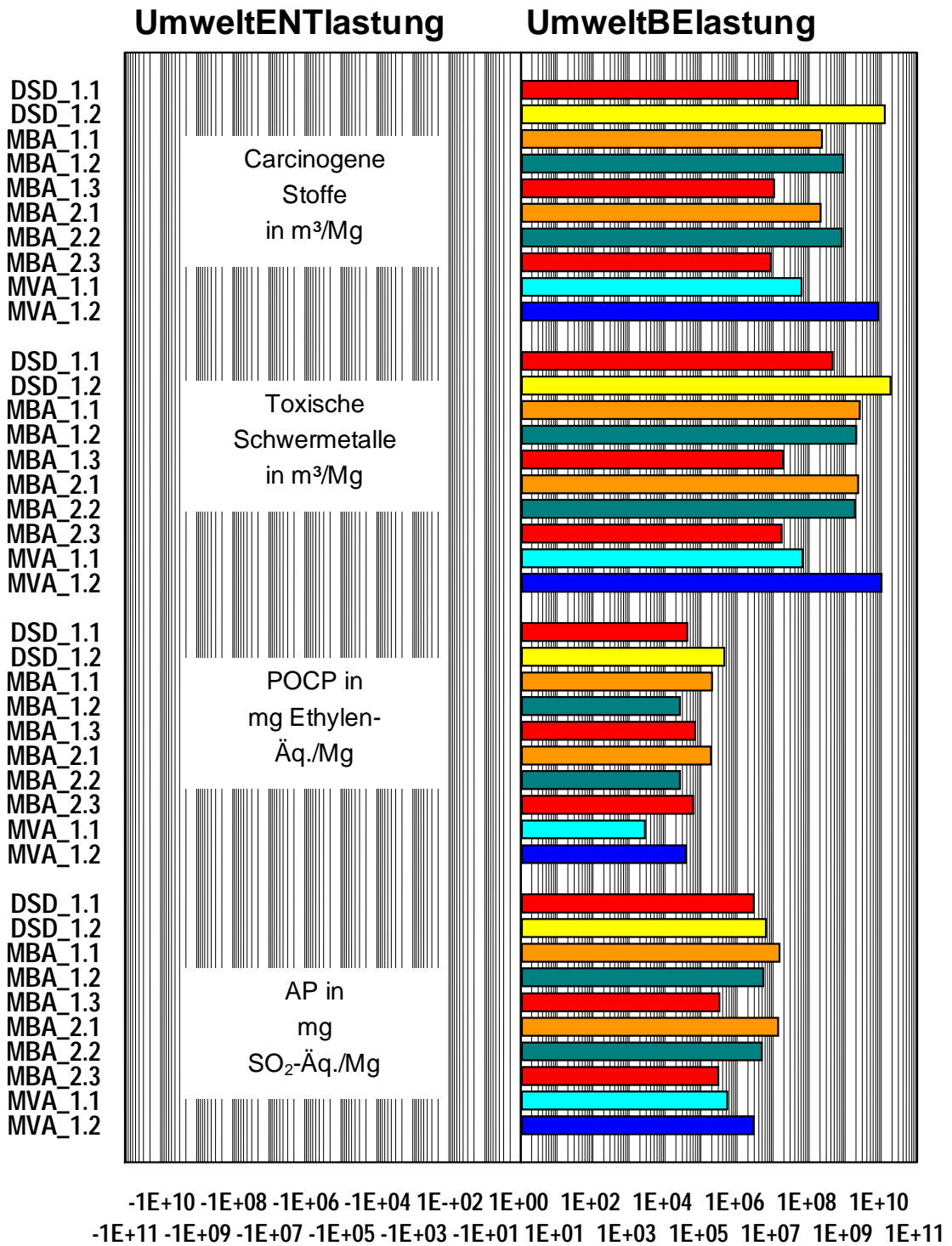
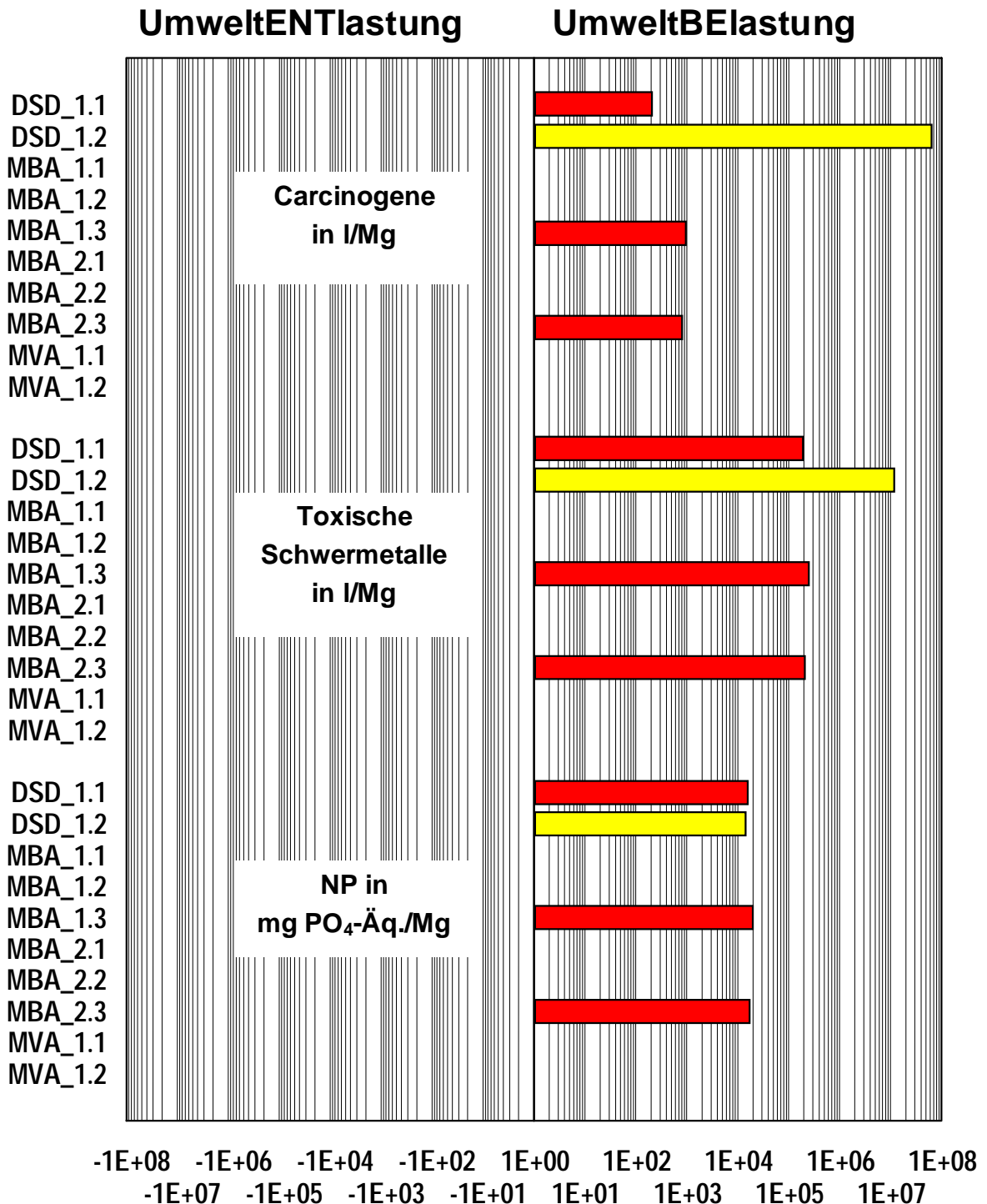


Abbildung 16: Ergebnisse lokal/Wasserpfad: Carcinogene und toxische Schwermetalle in l/Mg; Eutrophierungspotenzial (NP) in mg PO₄-Äq./Mg

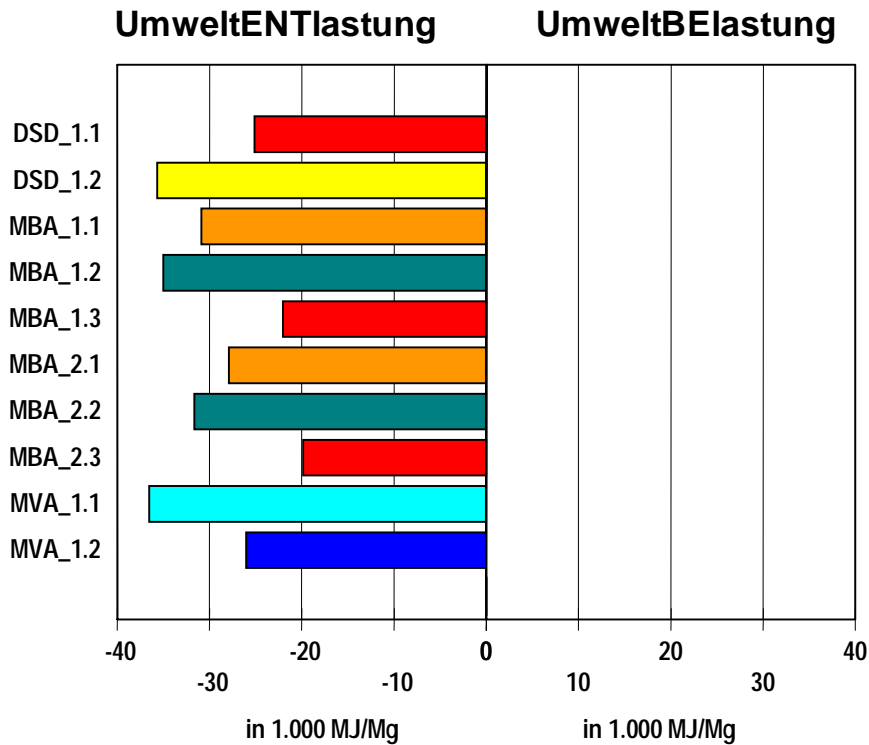


Für den Wasserpfad sind die lokalen Belastungen in Abhängigkeit von dem Vorhandensein eines Wasserpfades zu sehen (Abbildung 16). So sind die Technologien MBA, MVA und Zementwerk abwasserfrei. Hohe Abwasserfrachten weisen der Hochofen und das SVZ auf.

4.2.2 Bilanzielle Ergebnisse

Die folgende Abbildung zeigt die Ergebnisse der Bilanzbetrachtung für die einzelnen Szenarien für die Wirkungskategorie Kumulierte Primärenergie.

Abbildung 17: Ergebnisse Kumulierte Primärenergie in MJ/Mg



Für die energetische Bewertung (kumulierte Primärenergie) ist festzustellen, dass alle betrachteten Szenarien ein zahlenmäßig negatives Bilanzergebnis aufweisen. Daher werden bei Nutzung der einzelnen Szenarien jeweils Energieressourcen in unterschiedlichem Maße eingespart.

Am günstigsten schneidet das Szenario „MVA 1.1“ gefolgt von „DSD 1.2“ und MBA 1.2“ ab. Die Szenarien unter Nutzung des SVZ führen zur vergleichsweise geringsten Einsparung von Primärenergie. Ebenfalls vergleichsweise wenig günstig ist das Resultat für die MVA, die nur über eine Stromauskopplung verfügt („MVA 1.2“). Vergleichsweise günstiger fallen die MBA-Szenarien aus (insbesondere die Stabilat-MBAs, „MBA 1“).

Abbildung 18: Ergebnisse global/Luftpfad: Carcinogene und toxische Schwermetalle in m³/Mg; Treibhauspotenzial (GWP) in mg CO₂-Äq./Mg

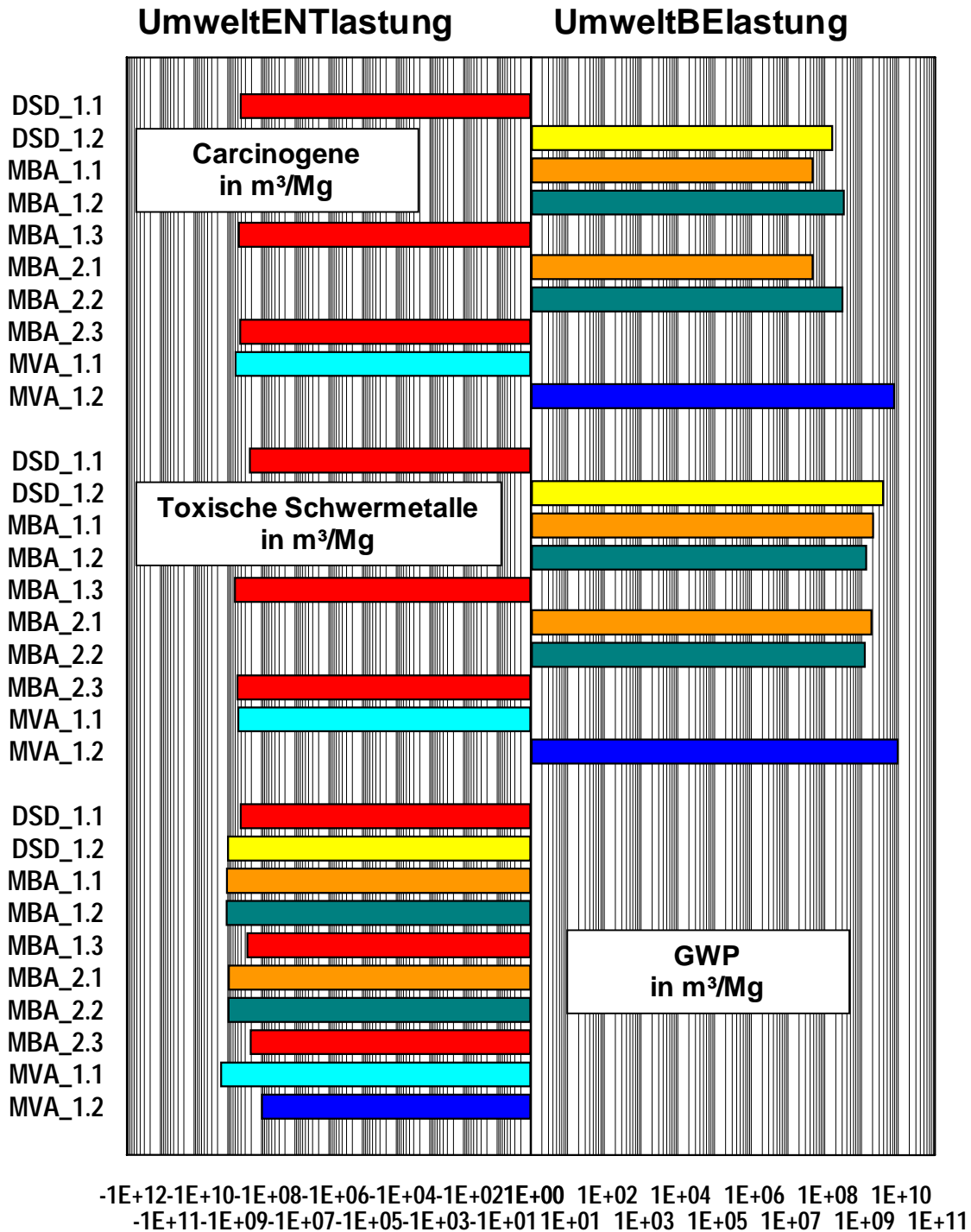
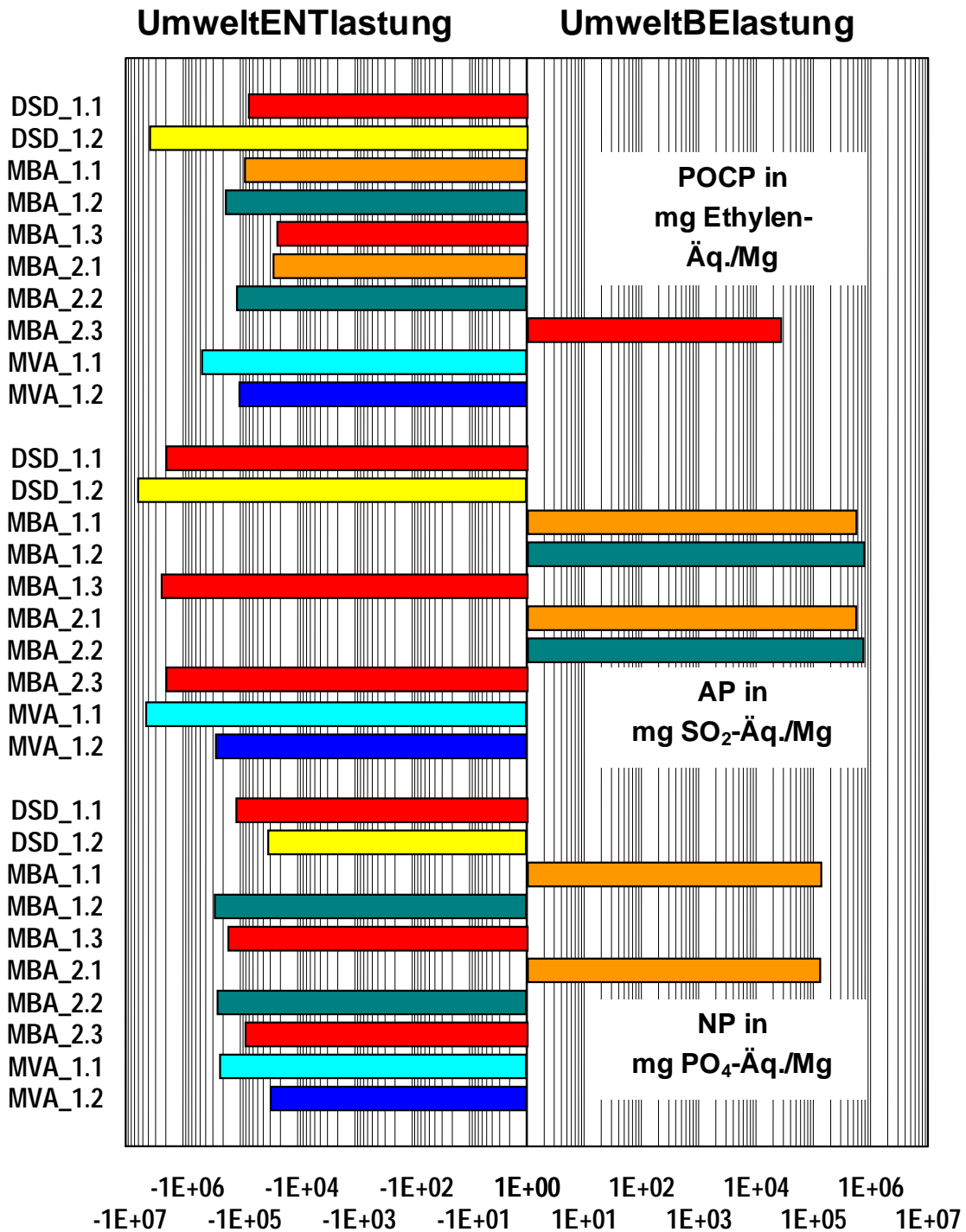


Abbildung 19: Ergebnisse global/Luftpfad: Photooxidanzienbildungspotenzial (POCP) in mg Äthylen-Äq./Mg, Versauerungspotenzial (AP) in mg SO₂-Äq./Mg und Eutrophierungspotenzial (NP) in mg PO₄-Äq./Mg



Die Bilanzergebnisse für die humantoxikologischen Kriterien (Luftpfad) schneiden sehr günstig ab für die Szenarien mit SVZ-Nutzung und für das Szenario „MVA 1.1“. Für diese Szenarien treten Umweltentlastungen auf. Für alle anderen Ergebnisse sind Umweltbelastungen errechnet worden. Diese Ergebnisse erklären sich über die erhöhten Schadstoffemissionen, die mit der Abfallverwertung verbunden sind (Ersatz von Regelbrennstoffen im Kraftwerk bzw. Zementwerk). Am schlechtesten schneidet das Szenario „MVA 1.2“ ab, wobei dieses Ergebnis sich durch die für eine MVA maximal möglichen, aber unrealistisch hohen Emissionen und die niedrigen Energiegutschriften erklärt.

Für die Kategorie Treibhauspotenzial (GWP) liegen die Ergebnisse in etwa gleich auf (Umweltentlastung), wobei die Ergebnisse für die Verwertung im SVZ in der Tendenz geringfügig ungünstiger ausfallen.

Für die Kategorie POCP (Luftpfad) ergeben sich ebenfalls Umweltentlastungen auf der bilanziellen Ebene (bis auf „MBA 2.3“). Die günstigsten Ergebnisse ergeben sich für das Szenario „DSD 1.2“ (Hochofen), gefolgt vom Szenario „MVA 1.1“. „DSD 1.1“ und die restlichen MBA-Szenarien liegen in etwa gleich auf.

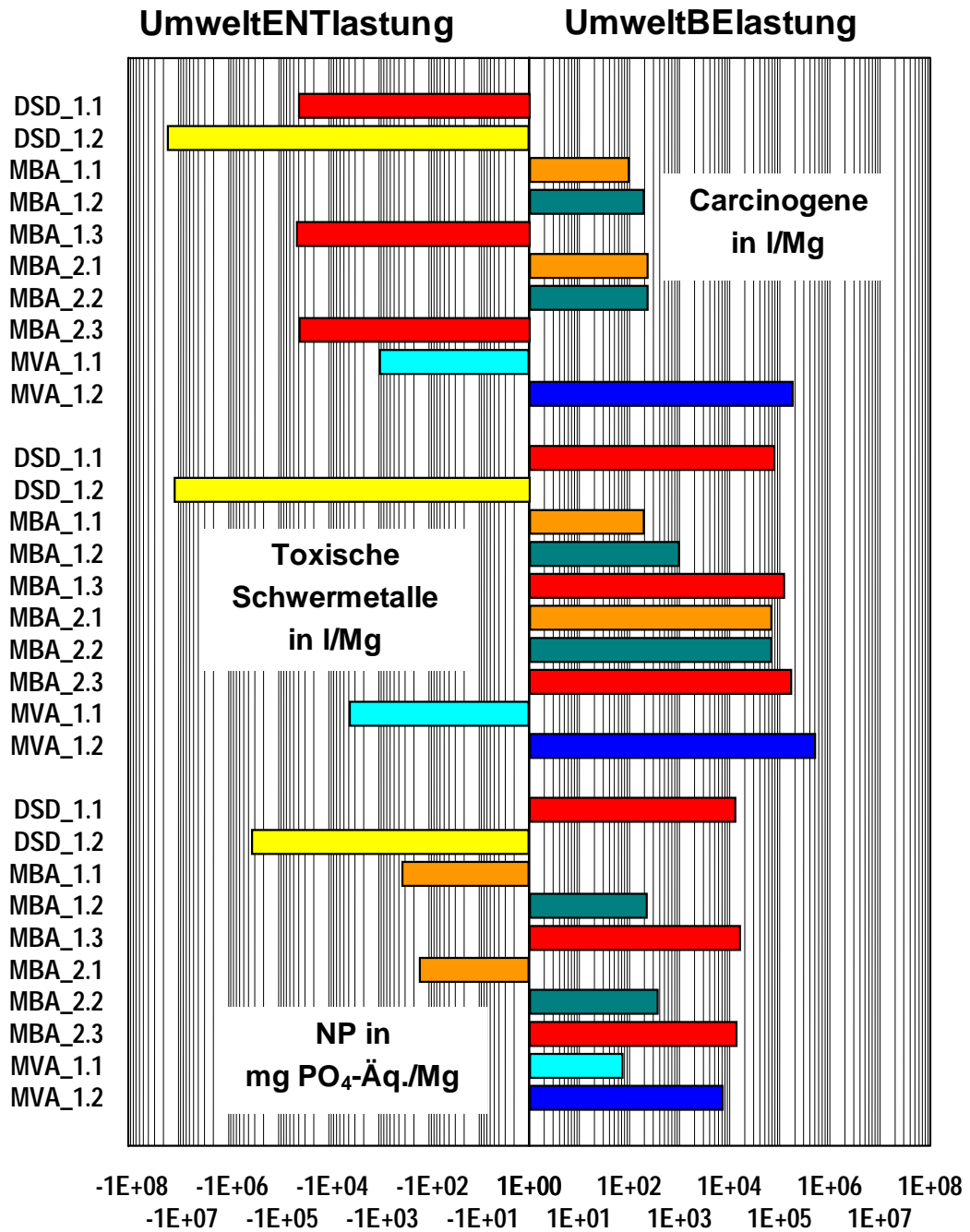
Für die Kategorien Versauerungspotenzial (Luftpfad) ergeben sich uneinheitliche Ergebnisse. Hier führt die ausschließliche Verwertung über Kraft- und Zementwerke zu Umweltbelastungen, wo entgegen für alle anderen Szenarien Umweltentlastungen auftreten. Die ungünstigen Ergebnisse für Kraft- und Zementwerke sind auf die höheren Emissionen zurückzuführen (Ersatz von Regelbrennstoffen durch höher belastete DSD-Mischfraktionen und Sortierreste).

Für die Eutrophierungspotenzial schneiden die DSD-, MBA- und MVA-Szenarien in vergleichbarer Größenordnung ab, leichte Vorteile treten auf für die MBA-Szenarien mit Kraftwerksnutzung und die hochwertige MVA („MVA 1.1“). Einzig für die MBA-Szenarien mit Zementwerksnutzung treten auf der Bilanzenebene Umweltbelastungen auf. Dies wiederum erklärt sich über den unterstellten Bypass, der zu erhöhten NO_x-Frachten führt. Würde im konkreten Einzelfall dieser Bypass nicht erforderlich sein, so würden auch für die Verwertung im Zementwerk Umweltentlastungen auftreten.

Für den Wasserpfad (humantoxikologische Wirkungskategorien) schneidet zunächst die „MVA 1.2“ mit Abstand am ungünstigsten ab. Dieses Resultat ist auf die in diesem Szenario unterstellte Schlackeverwertung im Straßenbau zurückzuführen. Besonders günstige Ergebnisse treten für das Szenario „DSD 1.2“ und mit gewissem Abstand auch für das Szenario „MVA 1.1“.

Für das Szenario „DSD 1.2“ fallen die Ergebnisse ebenfalls sehr günstig für das aquatische Eutrophierungspotenzial aus. Negative Zahlenwerte (Umweltentlastung), aber im Niveau niedriger, weisen die MBA-Szenarien mit vollständiger Verwertung im Zementwerk auf.

Abbildung 20: Ergebnisse global/Wasserpfad: Carcinogene und toxische Schwermetalle in I/Mg; Eutrophierungspotenzial (NP) in mg PO₄-Äq./Mg



4.2.3 Fazit Verpackungsabfälle aus kleinteiligen Kunststoffen (LVP-Mischkunststoffe)

Auf der bilanziellen Ebene zeigt sich, bei aller Würdigung der Unterschiede im Detail, dass für die meisten Wirkungskategorien die DSD-Szenarien entweder keine relevanten Unterschiede aufweisen oder keinen einheitlichen Trend der Ergebnisse erkennen lassen.

Dieses Ergebnis gilt nur mit Abstrichen für das Szenario „MVA 1.2“ (MVA mit niedrigem Standard, soweit rechtlich möglich).

Weiter schneiden innerhalb der Gruppe der MBA-Szenarien die Ergebnisse der Splittingvarianten („MBA 2“) in der Tendenz etwas schlechter ab. Dieses Ergebnis erklärt sich über die Ausschleusung einer Teilfraktion zur Deponierung. Die Datenaufschlüsselung hat gezeigt, dass die Deponierung einerseits durch ihre Emissionen und durch die Minderung des Anteils, der in die Verwertung geht, die Ergebnisverschlechterung bewirkt.

5 Auswertung

5.1 Metallverpackungen

Für die Metallverpackungen zeigt die folgende Tabelle die erhaltenen Ergebnisse für den Vergleich getrennte Sammlung mit der Verwertung über eine MBA (56). Aus dieser Gegenüberstellung für den Vergleich mit einem MBA-Szenario ist nicht erkennbar, dass die getrennte Sammlung für Metallverpackungen Vorteile aufweist. Allerdings ist in diesem MBA-Szenario eine hohe Abscheideleistung für die Metallverpackungen unterstellt (s.o.). Ohne diese hohe Abscheideleistung kippen die Ergebnisse. Die Problematik ist insbesondere für Aluminium gegeben. Für Verwertungs-Szenarien mit Müllverbrennung wurden keine Berechnungen durchgeführt.

Tab. 35: Aggregierte Gesamtergebnisse der Szenarienberechnungen Verwertung über getrennte Sammlung/DSD verglichen mit der Verwertung über Restmülltonne/MBA, für den Bereich der Metallverpackungen aus Fe bzw. NE, nach (56)

- + = Verwertung über Restmülltonne/MBA im Szenario günstiger als getrennte Sammlung und Verwertung
- = Verwertung über Restmülltonne/MBA signifikant ungünstiger
- = Verwertung über Restmülltonne/MBA gleichwertig
- / = Ergebnisse bei mehreren Kategorien uneinheitlich (z.B. + und – bei zwei Kategorien oder +, -, O bei drei Kategorien)

Wirkungskategorien	Metallverpackungen Fe	Metallverpackungen Al
Sehr wichtige Wirkungskategorie (bilanziell, Luft)	○	○
Wichtige Wirkungskategorie (bilanziell, Luft)	+	/
Kategorie mittlere Bedeutung (bilanziell, Luft)	/	○
Sehr wichtige Wirkungskategorie (bilanziell, Wasser)	○	○
Wichtige Wirkungskategorie (bilanziell, Wasser)	○	○

5.2 Kleinteilige Kunststoffverpackungen (LVP-Mischfraktion)

Es wurde bereits bei der Darstellung der DSD-Szenarien darauf hingewiesen, dass die praktizierte stoffliche Verwertung von sortenrein erfassten Kunststoffverpackungen aus der Betrachtung ausgeklammert wurde, weil diese, wenn sie hochwertig durchgeführt wird, zweifelsfrei ökologische Vorteile gegenüber der rohstofflichen und energetischen Verwertung aufweist. Betrachtet wurde nur die Verwertung der sog. **LVP-Mischfraktion**. Die Mischkunststoffe wird gegenwärtig überwiegend rohstofflich verwertet (SVZ, Hochofen) (22).

Mit der vorgenommenen Analyse sollte der Fokus auf die Verwertung der bislang überwiegend rohstofflich⁴ verwerteten LVP-Mischfraktion gelegt werden. Als Alternative zur rohstofflichen steht die energetische Verwertung zur Verfügung. Tab. 36 zeigt die erhaltenen Ergebnisse in aggregierter Form.

Tab. 36: Aggregierte Gesamtergebnisse der Szenarienberechnungen für den Bereich der Kunststoffverpackungen etc.

- + = Verwertung über Restmülltonne im Szenario günstiger als getrennte Sammlung und Verwertung
- = Verwertung über Restmülltonne signifikant ungünstiger
- = Verwertung über Restmülltonne gleichwertig
- / = Ergebnisse bei mehreren Kategorien uneinheitlich (z.B. + und – bei zwei Kategorien oder +, -, ○ bei drei Kategorien)

Verpackungskunststoffe u.ä.	MBA 1.1	MBA 1.2	MBA 1.3	MBA 2.1	MBA 2.2	MBA 2.3	MVA 1.1	MVA 1.2
Wirkungskategorien								
Sehr wichtige Kategorien (lokal)	+	+	+	+	+	+	+	○
Wichtige Kategorien (lokal)	-	○	+	-	○	+	+	○
Kategorie mittlere Bedeutung (Luft, lokal)	+	+	+	○	+	+	+	+
Sehr wichtige Kategorien (Luft, bilanziell)	○	○	/	/	○	/	+	-
Wichtige Kategorien (Luft, bilanziell)	-	/	/	/	/	/	/	/
Mittelwichtige Kategorien (Luft, bilanziell)	○	+	○	○	+	-	+	+
Sehr wichtige Kategorien (Wasser, bilanziell)	/	/	○	/	/	○	/	/
Wichtige Kategorien (Wasser, bilanziell)	+	+	○	+	+	○	+	+
Energie (mittlere Bedeutung)	+	+	○	○	+	○	+	○

Auf der lokalen Betrachtungsebene zeigen sich deutliche Vorteile für die MVA- und MBA-Szenarien gegenüber den DSD-Szenarien mit rohstofflicher Verwertung (insbesondere Hochofen).

Unter bilanziellem Betrachtungswinkel schneiden die MBA-Szenarien in der Tendenz uneinheitlich bzw. gleichwertig ab gegenüber der getrennten Sammlung und Verwertung (rohstofflich). Dies gilt auch für die energetische Verwertung von Kunststoffverpackungen in einer MVA (hoher Standard) im Vergleich mit den DSD-Szenarien.

⁴ Zudem stellt die Verwertung im SVZ nur anteilig eine rohstoffliche Verwertung dar. Der Wirkungsgrad der Verwertung im SVZ beträgt rund 40 %, wobei dieser Wert nur erreicht wird, wenn neben dem erzeugten Methanol auch der ausgekoppelte Strom eingerechnet wird.

6 Fazit und Schlußfolgerungen

Die Ausgangslage für die ökologische Bewertung der Verpackungsverordnung hat sich verändert und wird sich weiter bis in die Zeit nach 2005 verändern.

Die Verpackungsverordnung war eine von mehreren produktbezogenen Ansätzen, um der Restmülltonne Material vorzuenthalten, weil zum Zeitpunkt der Inkraftsetzung der Verordnung der Inhalt der Restmülltonne zur Entsorgung einen ökologisch denkbar ungünstigen Weg nahm: den der Restmülldeponierung (Ende der 80er Jahre häufig nicht einmal ausreichend mit Basisdichtungen, Sickerwasser- und Gasfassung etc. versehen). Aber auch die MVA war zum damaligen Zeitpunkt keine ökologische Vorzugsvariante, weil sie energetisch wenig effizient betrieben wurde und mit sehr hohen Emissionen verbunden war.

Status quo ist, dass heute viele MVAs mit Standards deutlich besser als die 17. BImSchV betrieben werden. Aber auch die Abfallmitverbrennung und die MBA haben nachgezogen. Wenn in den nächsten Jahren (siehe EU-Abfallverbrennungsrichtlinie, Abfallablagerungsverordnung, 30. BImSchV, Novelle 17. BImSchV in Vorbereitung etc.) der Restabfall beispielsweise mit der MBA eine sehr hochwertige Entsorgungsvariante nutzt und andere Restabfallmengen (oder Restabfallfraktionen) in die MVA, das SVZ oder auch in sonstige industrielle Verwertungsanlagen eingebracht werden (und die Restmülldeponie damit verschwunden ist), muss diese Entwicklung auch einen Niederschlag auf die Bewertung der Verpackungsverordnung haben.

Die bisher vorliegenden älteren Ökobilanzen zum Komplex „Verpackungsverordnung“ wurden ausgehend von dieser veränderten Rahmenlage aus heutiger Sicht einer Defizitanalyse und Detailkritik unterzogen. Die Fragestellung ist nicht: Sind die Ökobilanzergebnisse für die getrennte Sammlung und Verwertung besser als die Restmülldeponierung? Die heute relevante Fragestellung lautet: **Weist die getrennte Sammlung und Sortierung noch ökologische Vorteile auf, wenn die Restmüllentsorgung auf das vorgeschriebene deutlich höhere ökologische Niveau gehoben ist (MBA, MVA), wie dies nach existierender Rechtslage gefordert ist?**

Die Auswertung der vorliegenden älteren Studien zeigt, dass die Ergebnisse in einigen Fällen zwar gewisse Vorteile für die zum Zeitpunkt der Erstellung der Studie aktuelle bzw. derzeitige DSD-Praxis ergaben, aber größenordnungsmäßig nicht sehr weit auseinander lagen (mit der direkten Müllverbrennung). Für diese eher mäßigen Vorteile der Verwertungsszenarien (DSD) gegenüber der MVA (Verwertung über die Restmülltonne) waren in der Regel die mäßigen Beiträge verantwortlich, die aus der rohstofflichen Verwertung folgten (Hochofen, SVZ), sowie aus dem relativ großen Anteil, der nach Verwertung dann doch in die Beseitigung ging (vgl. Tab. 1 auf Seite 2). Die hochwertige stoffliche Verwertung (Metalle) erbrachte dem hingegen sehr gute Ergebnisse.

Für die Verwertung über die Restmülltonne wurden in diesen Studien allerdings in der Regel sog. „mittlere“ MVA modelliert. Für „gute“ und „sehr gute“ MVAs konnte daher in einzelnen der älteren Studien sogar eine ökologische Überlegenheit gegenüber der getrennten Sammlung und rohstofflichen Verwertung gefunden werden.

Weiter war zu kritisieren, dass in allen bisherigen Studien die MBA als Restmüllentsorgungsvariante nicht bzw. nicht angemessen betrachtet wurde. Schließlich war noch in vielen Detailpunkten der durchgeführten Studien auf Defizite hinzuweisen.

Auf der Basis der obigen Defizitanalyse wurden eigene Berechnungen durchgeführt, die Szenarien entsprechend der heutigen Rechtslage modifiziert und die MBA als Entsorgungsvariante ergänzt.

Weitere Aufgabe war es, Anforderungen abzuleiten, unter welchen Voraussetzungen die Aufgabe der getrennten LVP-Sammlung für ein konkretes MBA-Konzept (oder eine MVA) zu ökologisch gleichwertigen Ergebnissen mit der heute praktizierten getrennten LVP-Sammlung und Verwertung kommt.

Die folgende Tabelle beschreibt die betrachteten Szenarien in aggregierter Form.

Tab. 37: Übersicht über die betrachteten Szenarien

Szenario	MA/MBA	Kunststofffraktion in	Sortierreste in	Reststoffe/Schlacken
Status quo:				
DSD 1.1	nur MA	SVZ	Zementwerk	Deponie (DK II)
DSD 1.2	nur MA	Hochofen	Zementwerk	Deponie (DK II)
MBA-Stabilisierung:				
MBA 1.1	Stabilis.	Zementwerk	–	–
MBA 1.2	Stabilis.	Kraftwerk	–	Verwertung
MBA 1.3	Stabilis.	SVZ	–	Deponie (DK II)
MBA-Splitting:				
MBA 2.1	Splitting	Zementwerk	–	Deponie (DK II)
MBA 2.2	Splitting	Kraftwerk	–	Deponie (DK II)
MBA 2.3	Splitting	SVZ	–	Deponie (DK II)
MVA:				
MVA 1.1	–	MVA hochwertig mit KWK;	–	Deponie (DK II)
MVA 1.2	–	MVA 17. BlmSchV erfüllt, nur Stromauskopplung	–	Verwertung im Straßenbau

Betrachtet wurden die einzelnen Verpackungsarten, die im Wesentlichen den Inhalt der sog. getrennt gesammelten Leichtverpackungsarten ausmachen. Sie wurden in zwei Gruppen betrachtet:

- Metallverpackungen,
- kleinteilige Kunststoffverpackungen (LVP-Mischfraktion).

Zum Status quo (Szenario „DSD 1“) ist anzumerken, dass hier die stoffliche Verwertung nur für die Metallverpackungen betrachtet wurde. Für die Nicht-Metallverpackungen werden nur die Verwertung im SVZ und im Hochofen (also die rohstofflichen Verfahren) betrachtet (s.u.).

Es werden folgende Wirkungskategorien betrachtet:

- Kumulierte Primärenergie,
- Emissionen an Carcinogenen (Luftpfad, Wasserpfad),
- Emissionen an toxischen Schwermetallen (Luftpfad, Wasserpfad),
- Treibhauspotenzial,
- Photochemisches Oxidantienbildungspotenzial / Sommersmog,
- Versauerungspotenzial (Luftpfad, Wasserpfad),
- Eutrophierungspotenzial (Luftpfad, Wasserpfad).

Aus den dargestellten Ergebnissen folgt insgesamt, dass die Verwertung über die Restmülltonne bei den hier unterstellten Randbedingungen für Verpackungsabfälle aus Eisenmetallen und insbesondere aus kleinteiligen Kunststoffen (LVP-Mischfraktion) eine gleichwertige Lösung darstellen kann.

Verbleibt die Frage, wie sich die Gesamtergebnisse verändern würden, wenn die DSD-Szenarien auf ein höheres Niveau gehoben würden. Dieses könnte durch eine höhere Quote der stofflichen Verwertung erreicht werden.

Der Ausbau der hochwertigen stofflichen Verwertung (zu Lasten der rohstofflichen Verwertung) würde unser **Ergebnis** daher **modifizieren**. Nun ist der Ausbau der stofflichen Verwertung (Kunststoffartentrennung) zu einem Szenario „DSD 1.3“ oder „DSD 1.4“, was insbesondere in der HTP/IFEU-Studie vertieft betrachtet wurde, gegenwärtig gesetzlich oder verordnungsmäßig noch nicht fixiert und ökonomisch/politisch nicht realistisch.

Dies ist der zentrale Unterschied zu den von uns betrachteten MBA- und MVA-Szenarien. Aufgrund neuer untergesetzlicher Vorgaben wird innerhalb eines überschaubaren Zeitkorridors der betreffende deutsche Anlagenpark auf den Stand der Technik gehoben werden (AbfAbIV, 30. BImSchV, beide in Kraft seit 1.3.2001; TA Luft-Novelle im Bundeskabinett beschlossen (Stand 12.12.2001). Dabei haben wir noch nicht berücksichtigt, dass sich die MBA-Szenarien emissionsseitig noch verbessern werden, wenn die EU-Abfallverbrennungsrichtlinie und die diesbezüglichen Novellierungsvorstellungen des BMU zur 17. BImSchV (70) umgesetzt sein werden (weitestgehende Angleichung der Standards für Abfallverbrennung und Mitverbrennung in Industriefeuerungen).

Richtig ist sicherlich, dass in der Tat das „ökologische Patt“ zwischen getrennter LVP-Sammlung oder Verwertung über den Restmüll aufgehoben wird, wenn Technologien wie Sortec 3.0, ihre Funktionsfähigkeit, Finanzierbarkeit und die entsprechenden Outputqualitäten einmal unterstellt, verstärkt eingeführt werden. Ob und wann dies erfolgen wird, ist offen, spielen hier doch noch weitere Einflußgrößen eine Rolle. Dies sind zum einen Anwenderprobleme mit einer sehr hoch entwickelten Technik – siehe hierzu auch die Notwendigkeit, die Sortec-Anlage in Hannover aus betrieblichen Gründen umbauen zu müssen. Dies sind zum anderen auch wirtschaftliche Gesichtspunkte – siehe z.B. die Ankündigung des DSD über die Presse, im Falle der anvisierten Pfandregelung für Getränkeverpackungen keine Investitionen in eine höherwertige Verwertung vornehmen zu können.

Der Ausbau der stofflichen Verwertung ist keine Variante, die der getrennten LVP-Sammlung vorbehalten ist. Gerade die MBA besitzt auf diesem Gebiet ein vergleichbares Potenzial. Dies gilt sicherlich für Eisen- und Nichteisenmetalle, unabhängig davon, ob sie aus Verpackungen oder auch Nichtverpackungen stammen. Für Glasverpackungen im Restmüll ist die NIR-Trenntechnologie bereits in verschiedenen MBA-Anlagen realisiert, z.B. in den Anlagen der Firma Herhof in Aßlar, Rennerod oder Dresden. Für Kunststoffe im Restabfall bestehen hier ggf. ebenfalls Potenziale. Ob diese ausgeschöpft werden können, ist allerdings eine Frage der Aufbereitungstechnik vor der NIR-Trennung. Hier böte sich z.B. die selektive Abscheidung des Chlorträgers PVC aus dem Restabfall an – so müssen die Ersatzbrennstoffe abnehmenden Industriefeuerungen wie Kraftwerke und Zementwerke den Eintrag von Chlor zum Schutz vor Korrosion begrenzen. MBAs vor Deponierung haben die Vorgabe der AbfAbIV, nur ablagern zu dürfen, wenn vorher die Heizwertträger, und das sind ja in großem Umfang Kunststoffe, abgetrennt worden sind. Warum auch hier nicht den Einsatz von NIR oder vergleichbarer Technik erproben? U.W. ist dies aber noch nicht weiter untersucht worden.

Es soll nun hier nicht der Eindruck erzeugt werden, dass derartige Weiterentwicklungen der MBA heute schon Standard sind oder erkennbar demnächst in größerem Umfang eingeführt werden. Hier gilt sicherlich das Gleiche wie für Sortec bzw. die NIR-Trennung in DSD-Sortieranlagen. Für beide Varianten bestehen aber im Prinzip vergleichbare Optionen. Daher stellt sich hier insbesondere eine Anforderung an den Gesetz- bzw. Verordnungsgeber zur Weiterentwicklung des Abfallrechts, eine Frage, die den Rahmen dieser Studie sprengen würde.

Insgesamt ist die hier dargestellte Gleichwertigkeit von getrennter Sammlung/rohstofflicher Verwertung und Verwertung über die Restmülltonne (über MBA/MVA) mit Einschränkungen zu versehen. Sie gilt **nicht** für alle Regionen bzw. Gebietskörperschaften, in denen der Standard der Restabfallbehandlung auf das heute vorgeschriebene Niveau angehoben wurde (vergleiche hierzu die von uns berechnete ungünstigste, aber rechtlich mögliche MVA-Variante („MVA 1.2“)), sondern nur für Anlagen mit hohem energetischen Wirkungsgrad. Im Falle der Kraft-Wärme-Kopplung bedeutet dies, dass die Wärme auch ganzjährig abgesetzt werden können muss. Und im Falle der MBA gilt dies nur für die Anlagen, die nach heutiger

Rechtslage (30. BImSchV, AbfAbIV) betrieben werden (nicht für Altanlagen). Die positiven Effekte für die MBA-Szenarien durch die Entscheidungsverfahren befindliche Novellierung der 17. BImSchV konnten in die Berechnungen nicht mit einbezogen werden (Aktualität).

Insgesamt folgt für die Praxis, dass eine Öffnung der Verpackungsverordnung im Sinne des in Österreich eingeführten „Wiener Modells“ **gegenwärtig nur in Einzelfällen** gerechtfertigt ist. Und zwar in den Einzelfällen, in denen die ökologische Gleichwertigkeit gegeben ist. Da dies bereits heute in einigen Fällen gegeben ist und zukünftig in vielen Regionen der Fall sein dürfte, kann die Öffnung der Verpackungsverordnung für die Verwertung über die Restmülltonne (bei regional gegebener Gleichwertigkeit) nicht nur ein Instrument zur Kostensenkung, sondern auch ein Instrument zur Einführung eines ökologischen Wettbewerbs sein.

Nach unseren Modellierungen und Ergebnissen tritt die ökologische Gleichwertigkeit zwischen der Verwertung über die Restmülltonne und der heutigen DSD-Praxis in der Regel dann ein, wenn für die Restmüllentsorgung die folgenden Anforderungen erfüllt werden.

Tab. 38: Zu erfüllende Anforderungen für eine ökologische Gleichwertigkeit zwischen der Verwertung über die Restmülltonne und der heutigen DSD-Praxis

Szenarien	Anforderungen
MBA	<ol style="list-style-type: none">1. Anlage nach 30. BImSchV,2. Hochwertige Fe- und NE-Metallverwertung,3. Keine mengenmäßig relevante Deponiefraktion,4. Energetische Verwertung in Anlagen nach novellierter 17. BImSchV (70),5. Keine Schadstoffverlagerung in den Wasserpfad/ins Erzeugnis.
MVA	<ol style="list-style-type: none">1. Anlage nach 17. BImSchV, heutiger Standard, keine Abstriche bei der RGR,2. Abwasserfreier Betrieb,3. Kraft-Wärme-Kopplung, hoher Wärme- bzw. Dampfabsatz4. oder Dampfnutzung für hochwertige energetische Zwecke (z.B. Mainz),5. oder Dampfnutzung in der industriellen Produktion,6. Fe- und NE-Abtrennung und Verwertung im Rahmen der Schlackeaufbereitung,7. Keine ungesicherte Verwertung der Schlacke.

Die obige Liste von Anforderungen kann aber nicht die Einzelfallprüfung ersetzen:

7 Danksagung

Unser Dank geht an folgende Experten aus dem Gebiet der Abfallwirtschaft und der Ökobilanzierung, die den Entwurf für diese Studie kritisch geprüft und uns mit wertvollen Hinweisen für die Endfassung versehen haben:

- Dr. Joachim Christiani, HTP, Aachen
- Prof. Klaus Wiemer, FH Kassel/Witzenhausen.

Weitere hilfreiche Hinweise und Anregungen kamen von

- Michael Kern, Witzenhausen-Institut,
 - Günter Motz, Prognos AG,
 - Prof. Volrad Wollny, Ökoinstitut Darmstadt/FH Mainz,
- denen wir an dieser Stelle ebenfalls danken wollen.

8 Literatur

- 1 Kern M.: Stoffstromanalysen von Verpackungen im Resthausmüll. In: Wiemer K., Kern M. (Hrsg.): Zukunft der Verwertung von Verpackungsabfällen. Witzenhausen-Institut, 91 – 111, 2001
- 2 HTP Ingenieurgesellschaft für Aufbereitungstechnik und Umweltverfahrenstechnik Prof. Hoberg und Partner, Aachen, und ifeu - Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg GmbH: Grundlagen für eine ökologisch und ökonomisch sinnvolle Verwertung von Verkaufsverpackungen. UFOPLAN 298 33719, Endbericht-Entwurf, August 2000, und Endfassung, Dezember 2000
- 3 Mitteilung Michael Kern, Witzenhausen-Institut, 20.12.2001
- 4 Heyde, M., Kremer, M.: Recycling and Recovery of Plastics from Packagings in Domestic Waste – LCA-type Analysis of Different Strategies. LCA Documents. Eco-informapress, 1999
- 5 Fraunhofer IVV: Analyse eines neuen Konzeptes zur Erfassung von Verpackungsabfällen und zur Behandlung von Restmüll – Umwelteinwirkungen und Systemkosten – Anhang A: Ökologische Analyse
- 6 Nach IPPC: Best Available Techniques Reference Document on the Production of Iron and Steel. Feb. 2000
- 7 IVV Fraunhofer: Schreiben an Landbell AG vom 8. November 2000
- 8 Heyde, M.: Verwertung von Kunststoffabfällen aus Verkaufsabfällen aus Verkaufsverpackungen in der Zementindustrie – Ökologische Analysen nach dem LCA-Prinzip. Fraunhofer Institut Lebensmitteltechnologie und Verpackungen. Fassung 27. 01. 1997
- 9 Lahl U., Zeschmar-Lahl B., Angerer T.: Entwicklungspotenziale der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung – Eine ökologische Analyse. Umweltbundesamt: Monographien Bd. 125, Wien, Juni 2000
- 10 Heyde, M., Kremer, M.: Energy Recovery from Plastics Waste by Coincineration in Waste Incineration Heating (and Power) Stations. Assessment of the Energy, Waste and Emission Balance in Comparison with Feedstock Recycling. Study commissioned by Association of Plastics Manufacturers in Europe (APME). Final Draft January 1998 (zitiert nach Heyde M.: Einsparung von Ressourcen und Vermeidung von Emissionen und Abfällen durch thermische Verwertung heizwertreicher Abfälle. In FGU Seminar Mitverbrennung von Abfällen, 17./18. Februar 1998, Seminarbericht)
- 11 Heyde, M., Kremer, M.: Thermische Verwertung heizwertreicher Abfälle in der Müllverbrennungsanlage Borsigstraße in Hamburg. Fraunhofer IVV, Freising, 1999
- 12 Bez J., Kremer M.: Verwertung von Kunststoffabfällen aus Sammlungen des Dualen Systems im Verfahren des Sekundärrohstoff-Verwertungszentrums Schwarze Pumpe. März 2000. Fraunhofer IVV, Freising, 2000
- 13 Fraunhofer-Institut für Umweltchemie und Ökotoxikologie (IUCT), Fraunhofer-Institut für Systemtechnik und Innovationsforschung (ISI) und Norbert von Thienen Consulting: Ökobilanzieller Vergleich der energetischen Verwertung von Kunststoffen mit Verfahren des rohstofflichen Recyclings für den Raum Mannheim/Ludwigshafen. April 2000

- 14 Dehoust, G., Weinem, P., Fritsche, U., Wollny, V.: Vergleich der rohstofflichen und energetischen Verwertung von Verpackungskunststoffen. Arbeitsgemeinschaft Verpackung und Umwelt (AGVU), Bonn 1999
- 15 Mitglieder in der AGVU sind u.a. die DSD AG, ALDI GmbH & Co. KG, METRO AG, E.ON AG, Henkel KGaA sowie die Coca-Cola GmbH und Pepsi-Cola GmbH.
- 16 Arbeitsgemeinschaft Systemvergleich Restabfallbehandlung Hessen ITU GmbH, Öko-Institut, TH Darmstadt: Systemvergleich Restabfallbehandlung. Vergleichende Untersuchung zu den Umweltauswirkungen unterschiedlicher Verfahren der Restabfallbehandlung. Dieburg/Darmstadt, 1994
- 17 Öko-Institut e.V.: Systemvergleich unterschiedlicher Verfahren der Restabfallbehandlung im Kreis Neuwied. Gutachten im Auftrag der Kreisverwaltung, 18.12.1997
- 18 Verordnung über die umweltverträgliche Ablagerung von Siedlungsabfällen und über biologische Abfallbehandlungsanlagen. Artikel 2 – Verordnung über Anlagen zur biologischen Behandlung von Abfällen – (30. BImSchV).
- 19 Verordnung über die umweltverträgliche Ablagerung von Siedlungsabfällen und über biologische Abfallbehandlungsanlagen. Artikel 1 – Verordnung über die umweltverträgliche Ablagerung von Siedlungsabfällen (AbfAbIV).
- 20 Janz, J.: Kunststoffverwertung im Hochofen. In: Urban, Bilitewski, Faulstich: Thermische Abfallbehandlung. Schriftenreihe des Fachgebietes Abfalltechnik der Universität Gh Kassel, 2000
- 21 Reckerzügl, T., Bringezu, S., Lindert, M.: Vergleich der CO₂-Bilanzen zwischen landwirtschaftlicher und thermischer Klärschlammverwertung. Wasser & Boden, 52/9, 34 – 39, 2000
- 22 HTP / IFEU, s.o.
- 23 pers. Mitt. Dr. Joachim Christiani, HTP, 21.11.2001
- 24 Stahl H.: Ergebnisse einer Untersuchung über die Sinnhaftigkeit des Recyclens einzelner Stoffe. In: Thomé-Kozmiensky K.-J. (Hrsg.): Reformbedarf in der Abfallwirtschaft. TK-Verlag, Neuruppin, 843 – 850, 2001
- 25 Probleme durch zuviel Papier für SORTEC 3.0. EUWID Recycling & Entsorgung Nr. 34, S. 8, 21.8.2001. Nach dieser Meldung arbeitet in Bassum bei der GAR mbH eine „abgespeckte“ Version der Sortec-Anlage. Diese verzichtet u.a. auf die bei der Hannoveraner Anlage eingesetzte Nasstrennung.
- 26 „Jährlich kann die SORTEC 3.0 rund 25.000 Tonnen Leichtverpackungen verarbeiten - das sind 5 t pro Stunde. Dafür sind pro Schicht (8 Stunden) 7 Arbeitskräfte notwendig. Ausgelegt ist die Anlage für ein Einzugsgebiet von rd. 1,1 Mio. Einwohner.“ <http://www.abfall-intern.de/html/sammel.html>
- 27 Umweltbundesamt: Daten zur Umwelt 1997, hier S. 428/429
- 28 Umweltbundesamt: Daten zur Umwelt 2000, hier S. 81
- 29 Den Autoren sind die folgenden Anlagen bekannt:
 - STRABAG AG (Krefeld): Marktvolumen 660.000 Mg Schlacke /a,
 - Container Company (Krefeld): Marktvolumen rund 500.000 Mg Schlacke /a
 - MVB (Hamburg): rund 100.000 Mg Schlacke /a

- 30 Butz, W., Leiter der Baustoffaufbereitung, STRABAG Krefeld, persönliche Mitteilung vom 8. Dezember 2000
- 31 Lüder, V., MVB: Schreiben vom 2. 3. 2001
- 32 Erfahrung eines der Autoren als Vertragspartner des DSD aus den Jahren 1992–1994 als Amtschef beim Senator für Umweltschutz und Stadtentwicklung des Landes Bremen
- 33 Siehe u.a. Beschlußfassungen im Umweltausschuß des Deutschen Städtetags
- 34 Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen (SRU): Umweltgutachten 2000: Schritte ins nächste Jahrtausend. Metzler-Poeschel, Stuttgart, 2000
- 35 Lahl U., Zeschmar-Lahl, B., Weiler, C.: Studie zu den abfallwirtschaftlichen und ökologischen Auswirkungen der im Arbeitsentwurf einer Abfallverwaltungsverordnung (AbfallVwV) vertretenen Rechtspositionen. August 2000
- 36 Intergovernmental Panel On Climate Change (IPCC) (1996): Climate Change 1995 – The Science of Climate Change. Contribution of Working Group I to the Second Assessment Report of the Intergovernmental Panel On Climate Change, J.T., Houghton et. al. (Eds.), Cambridge.
- 37 CML: Heijungs, R.; Guinée, J.B.; Huppes, G.; Lankreijer, R.M.; Udo De Haes, H.A.; Wegener Sleeswijk, A.; Ansems, A.M.M.; Eggels, P.G.; Van Duin, R.; Goede, H.P.: Environmental Life Cycle Assessment of Products, Background and Guide, Centre of Environmental Science (CML), Leiden, 1992
- 38 CML: Guinée, J.; Heijungs, R.; Van Oers, L.; Van De Meent, D.; Vermeire, T.; Rikken, M: LCA impact assessment of toxic releases, Centre of Environmental Science, Leiden University (CML), National Institute of Public Health and Environmental Protection (RIVM), Bilthoven, The Netherlands, 1996
- 39 Franke, B.; Franke, A.; Knappe, F. (1992): Vergleich der Auswirkungen verschiedener Verfahren der Restmüllbehandlung auf die Umwelt und die menschliche Gesundheit, Endbericht, ifeu - Institut für Energie und Umweltforschung Heidelberg GmbH.
- 40 Fraunhofer Institut für Lebensmitteltechnologie und Verpackung: Verwertung von Kunststoffabfällen aus Verkaufsverpackungen in der Zementindustrie. Ökologische Analyse nach dem LCA-Prinzip; erstellt im Auftrag des Verein Deutscher Zementwerke. 1997.
- 41 Fehringer R., Rechberger H., Pesonen H.-L., Brunner P.H.: Auswirkungen unterschiedlicher Szenarien der thermischen Verwertung von Abfällen in Österreich (ASTRA), Endbericht im Auftrag der ARGE Thermik, Wien, November 1997.
- 42 US EPA, United States Environmental Protection Agency: IRIS Substance List, <http://www.epa.gov/ngispgm3/iris/subst-fl.htm>, 1998, sowie stand-alone-download (wird vierteljährlich aktualisiert)
- 43 US EPA: Health Effects Assessment Summary Tables. FY - 1991 Annual, Washington 1991
- 44 WMO (World Meteorological Organization), 1995.
- 45 IBA GmbH, Hannover, BZL GmbH, Oyten, CUTEC GmbH, Clausthal-Zellerfeld (1998):

- Möglichkeiten der Kombination von mechanisch-biologischer und thermischer Behandlung von Restabfällen. F + E- Vorhaben Nr. 1471 114 im Auftrag des BMBF/UBA.
- 46 ARGE BZL GmbH, Oyten (D) / ZI Dipl.-Ing. K. Scheidl, Eisenstadt (A): Durchführung einer Evaluierung für die Errichtung einer Abfallbehandlungsanlage für die im Raum Linz anfallenden Abfälle - Verfahrensauswahl, im Auftrag vom Amt für Natur- und Umweltschutz, Magistrat der Landeshauptstadt Linz, 1998/99.
- 47 BZL GmbH, Oyten, Dr.-Ing. A. Nottrodt GmbH, Hamburg, THERMOCHEM GmbH, Aachen: Arbeitshilfe Kreislaufwirtschaft, erstellt im Auftrag des Landesumweltamtes NRW, November 1998, Fassung vom März 2000
- 48 Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen (SRU): Umweltgutachten 1996. Zur Umsetzung einer dauerhaft-umweltgerechten Entwicklung. Metzler-Poeschel, 1996
- 49 BZL GmbH: Thermisch-regenerative Abgasreinigung für die mechanisch-biologische Abfallbehandlung. Studie im Auftrag der Herhof Umwelttechnik GmbH. Oyten, 1.2.2001
- 50 Zeschmar-Lahl B., Jager J., Ketelsen K., Lahl U., Scheidl K., Steiner M., Heckmann A.: Mechanisch-biologische Abfallbehandlung in Europa. Hrsg.: VKS e.V., A.S.A. e.V., Blackwell Wissenschafts-Verlag, Berlin, 2000
- 51 Ökoinventare von Energiesystemen, Teil 1 bis 3. Bundesamt für Energiewirtschaft (CH) Bundesamt für Energiewirtschaft, Bern (CH)
- 52 Janz, J., Weiss, W.: Injection of waste plastics into the blast furnace of Stahlwerke Bremen. La Revue de Metallurgie- CIT 1219 – 1226, October 1996
- 53 Obermeier T., Seifert W., Buttke B.: Betriebserfahrungen des SVZ Schwarze Pumpe. Vortrag zur 5. Fachtagung Abfallverbrennung 9. – 11. Oktober 2000 in Kassel
- 54 BZL GmbH: Ecodumping by Recovery. A Report on Distortions of Environmental Standards between Disposal and Recovery and approaches to overcome them. Prepared for European Environmental Bureau (EEB), October 2000
- 55 BZL GmbH, Oyten/DPU GmbH, Essen: Beurteilung der Umweltverträglichkeit von thermischen Entsorgungsmaßnahmen. Studie im Auftrag des MURL NRW, 1999; und darauf aufbauend: Ministerium für Umwelt, und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen: Arbeitshilfe "Stoffflussanalyse bei abfallrechtlichen Beurteilungsfragen"
- 56 Lahl U., Zeschmar-Lahl B.: Die Rolle der MBA für die österreichische Abfallwirtschaft – Schnittstellen zur Umsetzung der Verpackungsverordnung – Studie im Auftrag der ARGEV Verpackungsverwertungs-Ges.m.b.H, Wien, 1999
- 57 Gesamtemissionsmodell Integrierter Systeme (GEMIS), 4.0, Download über <http://www.oeko.de>
- 58 Jeschar, R., Dombrowski, G.: Beurteilung und Bewertung der Nutzung von Kohlenstoff- und Kohlenwasserstoffträgern zur Eisenerzreduktion. Stahl und Eisen 116, 8 (1996)
- 59 Dr. Buttke, SVZ: Mail vom 25.05.2001
- 60 Schulenburg F., Scholz R.: Energetische Bilanzierung von Verfahrenslinien aus mechanisch-biologischer und nachgeschalteter thermischer Abfallbehandlung. In: Veröffentlichungen des Zentrums für Abfallforschung der Technischen Universität Braunschweig, Heft 13: Stoffstromspezifische Abfallbehandlung im Hinblick auf thermische

- Verfahren. Braunschweig, September 1998
- 61 BZL GmbH: Ecodumping by Recovery. A Report on Distortions of Environmental Standards between Disposal and Recovery and approaches to overcome them. Prepared for European Environmental Bureau (EEB), October 2000
- 62 Gallenkemper, B., Braungart, M. et al.: Untersuchung zur Umwelt- und Gesundheitsverträglichkeit von Substitut-Brennstoffen. Rethmann Entsorgung, Dieselstr. 3, 44805 Bochum, 1999
- 63 Winkler, Landesumweltamt NRW, diverse Publikationen u.a. Winkler H.-D.: Praxis der energetischen Verwertung von Abfällen in Nordrhein-Westfalen. In: Bayerisches Landesamt für Umweltschutz (Hrsg.): Zementwerke – NOx-Minderung – Abfallverwertung. Fachtagung am 2.7.1998 in Wackersdorf, Dokumentation, S. 65–98, 1998
- 64 Goosman, D., Constans, D., Woodford, J. et. al.: Metal Equilibration and Process Capture Efficiencies in Cement Kilns. AWMA International Specialty Conference on Waste Combustion in Boilers an Industrial Furnaces March, 1993
- 65 Modell Dr. Graf AG, Gerlafingen (CH)/BUWAL (CH): Beschreibung zum Stoffflussmodell des Zementwerks DR. GRAF AG (BESCHREI.DOC), und Stoffmodell in EXCEL (STOFLMOD.XLS), 20.1.2000
- 66 Fehringer R., Rechberger H., Brunner H.P.: Positivlisten für Reststoffe in der Zementindustrie: Methoden und Ansätze (PRIZMA). Endbericht, im Auftrag der Vereinigung der österreichischen Zementindustrie. Wien, im Dezember 1999
- 67 Fehringer et al. 1997: zitiert in: GUA, AWS, IFIP: Bewertung abfallwirtschaftlicher Maßnahmen mit dem Ziel der nachsorgefreien Deponie, Wien, Sep. 2000
- 68 Gierzatowicz R.: The environmental influence of heavy metals introduced to the clinkering prozess with waste. In Pawlowski L. (Hrsg.): Thermal solid waste utilisation in regular and industrial facilities. Environmental Science Research, 58; Kluwer Academic Plenum Publisher (2000).
- 69 Bewertung in Ökobilanzen. Methoden des Umweltbundesamtes zur Normierung von Wirkungsindikatoren, Ordnung von Wirkungskategorien. UBA-Texte 92/99
- 70 BMU: Arbeitsentwurf zur Novellierung der 17. BImSchV, Januar 2002