

UFOPLAN-VORHABEN

„Verwertungspotenziale von Kunststoffabfällen (Nicht-Verpackungen) aus Gewerbe und Privathaushalten“ FKZ 200 33 327

- Teilbericht 1:** Darstellung der Aufkommens- und Verwertungsmengen von Kunststoffabfällen sowie deren Entsorgungswege für den Bezugszeitraum 1999
- Teilbericht 2:** Prognosemodelle zur Entwicklung des Kunststoffaufkommens bis zum Jahr 2010 (Hochrechnungen)
- Teilbericht 3:** Verwertungsoptionen und Begründung der Auswahl der in Teilbericht 4 zu untersuchenden Kunststofffraktionen
- Teilbericht 4:** Ökologische Betrachtung von potenziellen Verwertungswegen für Kunststoffabfälle aus Gewerbe und Privathaushalten
- Critical Review zur „Ökobilanz
Verwertungspotenziale von Kunststoffabfällen (Nicht-Verpackungen) aus Gewerbe und Privathaushalten**
- Teilbericht 5:** Auswertung der Ökobilanzergebnisse des Vorhabens: Verwertung von Kunststoffen aus Gewerbe und Privathaushalten
FKZ 200 33 327/02
- Teilbericht 6:** Ökonomische Betrachtung potenzieller Entsorgungswege
- Teilbericht 7:** Schlussfolgerungen

erstellt für:

Umweltbundesamt & VKE
Postfach 330022
14191 Berlin
Karlstraße 21
60329 Frankfurt/Main

von:

**CONCULTIC
Marketing- u.
Industrieberatung GmbH**

Röntgenstraße 4
63755 Alzenau
Tel: 06023 / 94 75 0
Fax: 06023 / 94 75 41

e-mail: lindner@consultic.de
Ansprechpartner: Christoph Lindner

**Ellendt & Herold
Unternehmensberatung**

Sandgasse 54
63739 Aschaffenburg
Tel: 06021 / 58 48 01

e-mail: mherold@ellendtundherold.com
Ihr Ansprechpartner: Matthias Herold

Müller BBM GmbH

Robert-Koch-Str. 11
82152 Planegg
Tel: 089 / 85602-358

e-mail: t.nuerrenbach@muellerbbm.de
Ansprechpartner: Till Nürrenbach

UFOPLAN-Vorhaben

"Verwertungspotenziale von Kunststoffabfällen (Nicht-Verpackungen) aus Gewerbe und Privathaushalten"
FKZ 200 33 327

Teilbericht 1:

Darstellung der Aufkommens- und Verwertungsmengen von Kunststoffabfällen sowie deren Entsorgungswege für den Bezugszeitraum 1999

erstellt für:

Umweltbundesamt
 Postfach 330022
 14191 Berlin

&

VKE
 Karlstraße 21
 60329 Frankfurt/Main

von:

CONSULTIC

Marketing & Industrieberatung GmbH
 Babenhäuser Str. 50
 D-63762 Großostheim
 ☎: (0 60 26) 97 41-0
 Fax: (0 60 26) 97 41-41
 e-mail: lindner@consultic.de

Ihr Ansprechpartner: Christoph Lindner

Ellendt & Herold

Unternehmensberatung
 Sandgasse 54
 D-63739 Aschaffenburg

☎: (0 60 21) 58 48 01
 e-mail: mherold@ellendtundherold.com

Ihr Ansprechpartner: Matthias Herold

Müller BBM GmbH

Robert-Koch-Str. 11
 82152 Planegg

☎: (0 89) 85602-358
 e-mail: t.nuerrenbach@muellerbbm.de

Ihr Ansprechpartner: Till Nürrenbach

05.02.02

INHALTE:



A Aufgabenstellung

B Methodik

C Produktion und Verbrauch

D Kunststoffabfälle

E Abfallströme

F Qualitäten

Aufgabenstellung

Erarbeitung eines detaillierten Mengengerüsts der Abfallströme differenziert nach:

❖ **Kunststoffarten**

- PE
- PP
- PS
- EPS
- PVC
- PET
- Sonstige Thermoplaste
- PUR (Schaum)
- Duroplaste

❖ **Herkunftsarten (Branchen/Anfallorte)**

(1) Gewerbliche Endverbraucher

Bei den gewerblichen Endverbrauchern erfolgt eine Fokussierung auf die Herkunfts-/Anwendungsbereiche:

- Bau
- Kfz
- Elektro
- Garten-, Land- und Forstwirtschaft
- Sonstige (inkl. selektiver Anmerkungen zum Verpackungsbereich)

(2) Private Haushalte

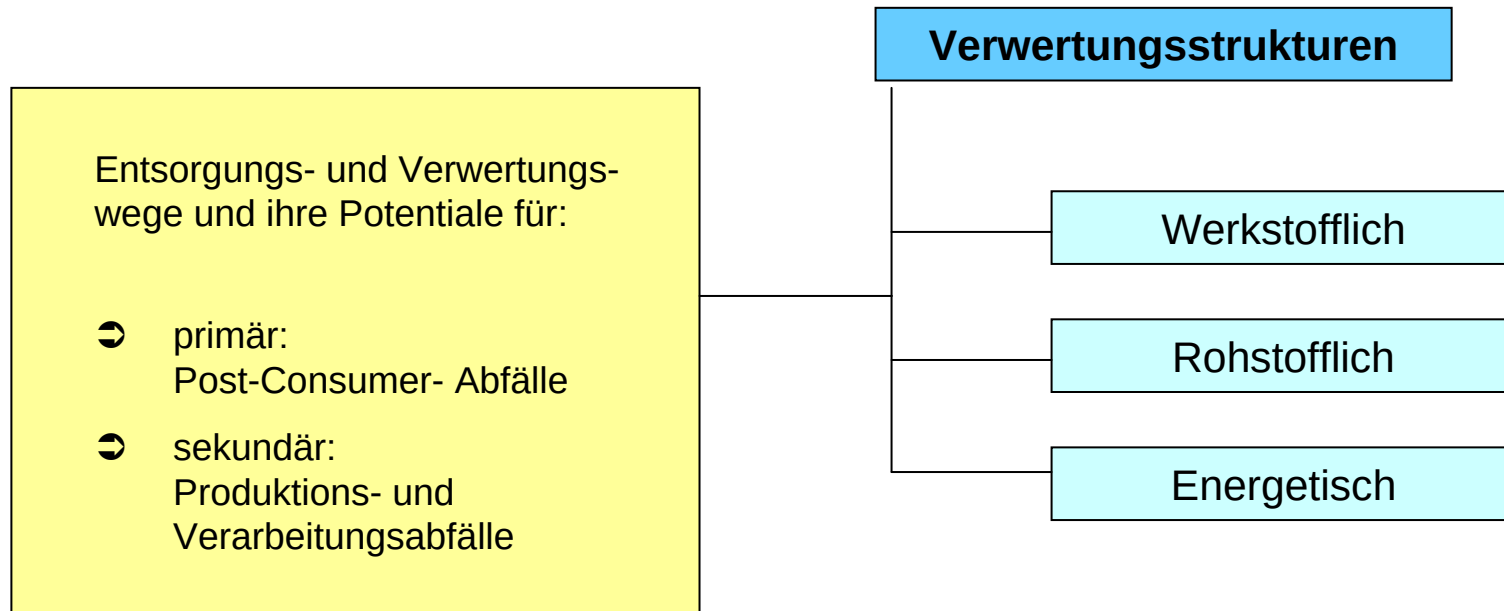
❖ **Produktions- und Verarbeitungsabfälle vs. Post-Consumer- Abfälle**

❖ **Qualitäten u.a.**

- Verschmutzung
- Homogenität
- Störstoffe

Anmerkungen: Grundsätzlich erfolgt in der Studie eine Fokussierung auf post consumer Abfälle aus den Bereichen der gewerblichen Endverbraucher und privaten Haushalte außerhalb des Dualen Systems.

Darstellung der Entsorgungs- und Verwertungsstrukturen



INHALTE:



- A Aufgabenstellung
- B Methodik**
- C Produktion und Verbrauch
- D Kunststoffabfälle
- E Abfallströme
- F Qualitäten

Ermittlung der Kunststoffabfallmengen – Methodische Vorgehensweisen (1) -

Im Rahmen des vorliegenden Projektes zur „Verwertung von Kunststoffabfällen aus Gewerbe und Privathaushalten“ wurden keine eigenen Abfallanalysen durchgeführt. Vielmehr wurde auf vorliegende Abfallanalysen aus dem Bezugszeitraum 1999 zurückgegriffen, die teilweise selbst, teilweise von Dritten erstellt wurden. Diese wurden ausgewertet.

Neben der Bezugnahme auf Abfallanalysen wurde auf folgende Daten zurückgegriffen:

- Auswertung von Produktionsstatistiken (z.B. Statistisches Bundesamt Produzierendes Gewerbe Fachserie 4, Reihe 3.1 und 4.1.1)
- Zugriff auf die Statistiken zur Erzeugung, Verbrauch, Verwertung und Beseitigung von Kunststoffen 1999
- Verbandsstatistiken (z.B. Industrieverband Kunststoffverpackungen, Kunststoffrohrverband etc.)
- Daten und Informationen des Dualen Systems Deutschland AG (DSD) und der Deutschen Gesellschaft für Kunststoffrecycling mbH (DKR).

Ermittlung der Kunststoffabfallmengen – Methodische Vorgehensweisen (2) -

- Gesellschaft für Verpackungsmarktforschung: z.B. Studie zu Verbrauch und Verwertung von Verpackungen in Deutschland 1998 (März 2000) und Entwicklung des Verpackungsverbrauchs 1991 bis 1998, 1999 Vorausschätzung (April 2000).
- Analyse zahlreicher verfügbarer Hausmüll- und Gewerbeabfallstatistiken
- Expertenexplorationen bei
 - Entsorger- und Verwerterbetrieben
 - Verwertungsinstitutionen
 - DSD/DKR, Köln
 - FAF (Folienverwertungs GmbH), Düsseldorf
 - Rigk (Gesellschaft zur Rückführung industrieller und gewerblicher Kunststoffverpackungen mbH), Wiesbaden
 - EPSY GmbH, Bad Homburg
 - PRO-PE GmbH, Wittich
 - KBV Kunststoffverwertungsgesellschaft mbH, Bad Homburg
 - Interseroh, Köln
 - Anlagen-/Technologieentwickler und Betriebe
 - Politische Gremien
 - u.a.

INHALTE:

A Aufgabenstellung

B Methodik



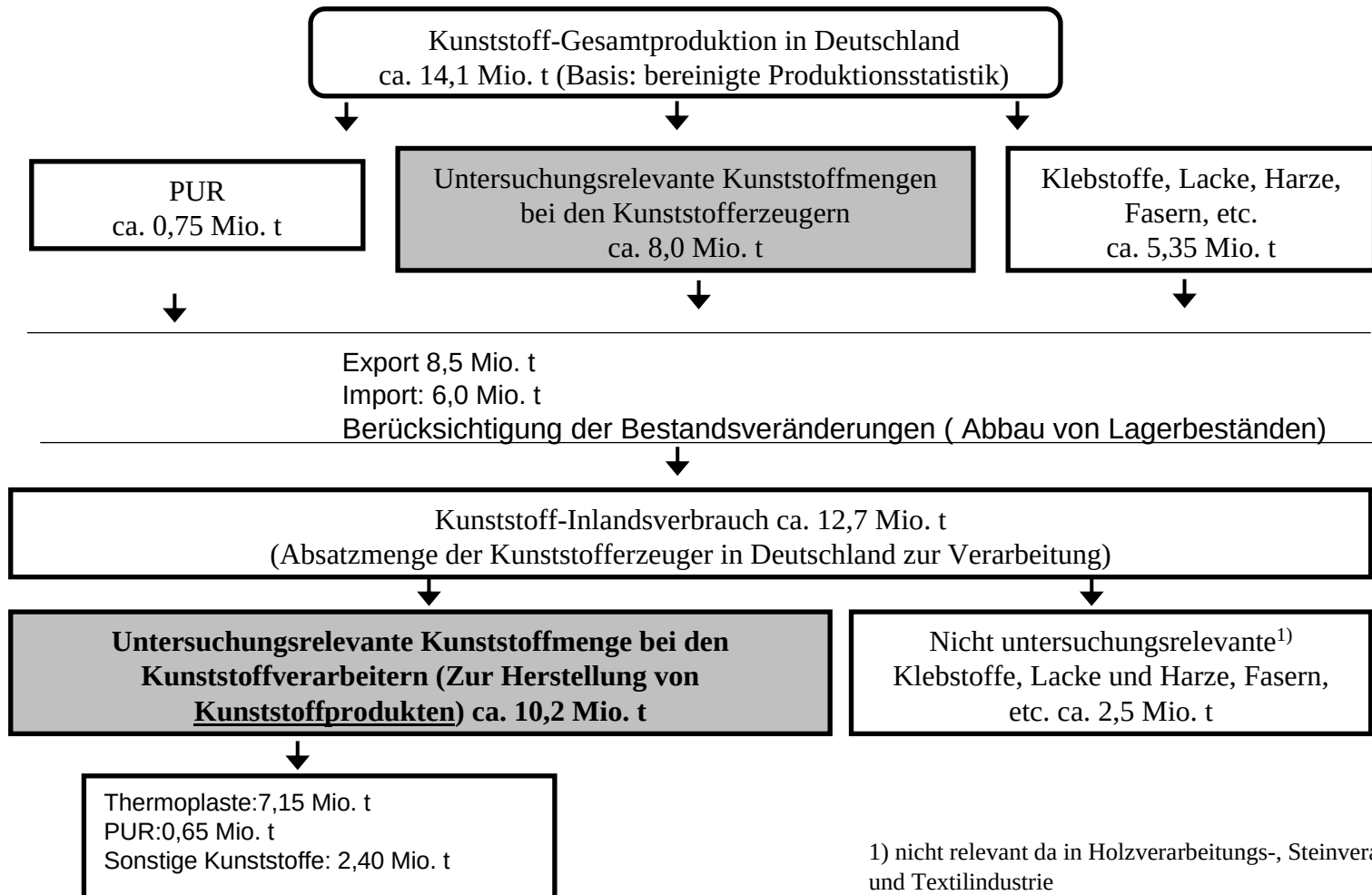
C Produktion und Verbrauch

D Kunststoffabfälle

E Abfallströme

F Qualitäten

Produktions- und Verarbeitungsmenge in Deutschland 1999



Kunststoffverbrauch der Endverbraucher in Deutschland 1999

Bereich	Verarbeitete Menge (in Tsd. t)	Export-/ Import- überhang (in %)	Anteil an der Produktionsmenge in %	Tats. Kunststoff- verbrauch in Deutschland (in Tsd. t)
Verpackung	2700	-37,0%	26,5%	~ 1700
Automobil	805	-29,0%	8,0%	~ 570
Bau	2820	-7,0%	27,5%	~ 2630
Elektro	715	-1,0%	7,0%	~ 705
Möbel	815	1,0%	8,0%	~ 895
Garten-, Landwirt-, Forstwirtschaft	205	+/- 0%	2,0%	~ 205
Haushaltswaren	460	21,0%	4,5%	~ 560
Sonstige, u.a.	1680	-5,0%	16,5%	~ 1595
☐ Maschinenbau				
☐ Medizintechnik				
☐ Sport- und Spielwaren				
☐ Schreib- und Zeichenartikel				
Total	10200	~ 13%	100,0%	~ 8900

Anmerkungen/Bewertung:

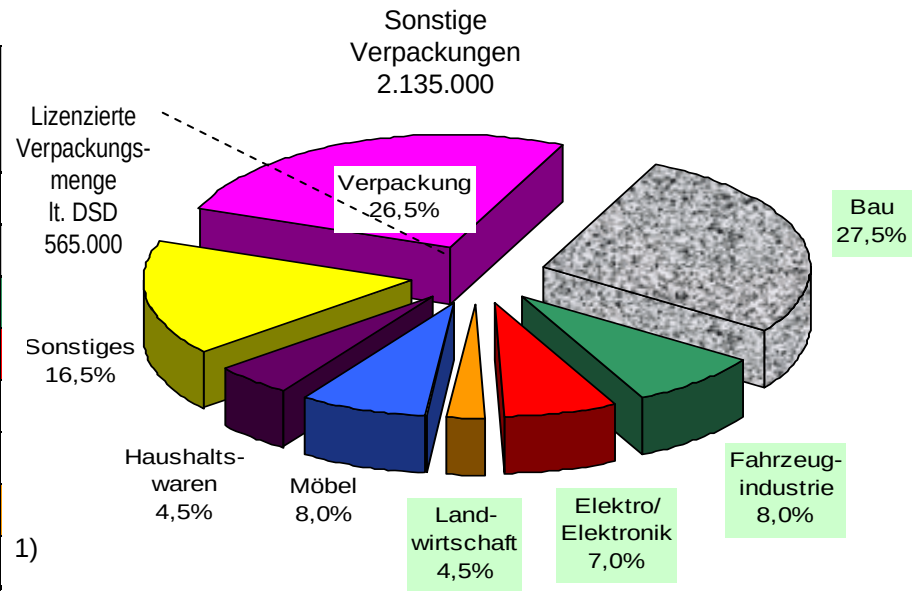
Der Kunststoffverbrauch (beim Endverbraucher) liegt mit ca. 8,9 Mio. Tonnen ca. 13% niedriger als die bei den Kunststoffverarbeitern eingesetzte Menge. Dies ist bedingt durch einen teilweise signifikanten Exportüberhang wesentlicher Einsatzbereiche, wie bspw. Verpackung und Automobil.

Methodik/Berechnungsgrundlage:

- Verpackung: Studie zum Verbrauch in Deutschland des IK (Industrieverband Kunststoffverpackungen e.V.) veröffentlicht im Rahmen des Jahresberichtes des IK 1998/1999.
- Sonstige Bereiche: Auswertung der Produktions- bzw. Export-/Importstatistik des Statistischen Bundesamtes für das Jahr 1999. Die Bewertung erfolgt hierbei jeweils über die Import-/Exportsituation aller Produkte der Branche (z.B. Elektro- und Automobilindustrie) und nicht individueller Produktkategorien.

Menge der verarbeiteten Kunststoffe nach relevanten Branchen 1999

Branche	Verarbeitung in kt
Verpackung	2.700
Bau	2.820
Fahrzeugindustrie	805
Elektro / Elektronik	715
Haushaltswaren (ohne E-Geräte)	460
Möbel	815
Garten-, Land-, und Forstwirtschaft	205
Sonstiges	1.680
Gesamt	10.200

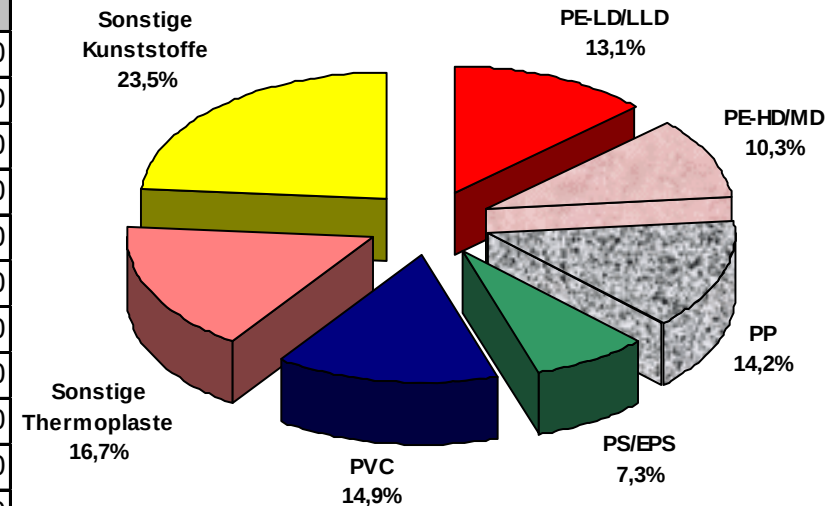


- Annähernd 55 % aller hergestellten Kunststoffe werden für die Anwendungsbereiche Bau und Verpackung genutzt. Hierbei stellt der Bereich Bau mit vornehmlich langlebigen Produkten den größten Bereich dar. Weitere wichtige Einsatzbereiche sind die Sektoren Möbel, Fahrzeugindustrie und Elektro/Elektronik. Elektro und Land- und Forstwirtschaft decken ca. 7% bzw. 4,5% des gesamten Verbrauchs ab, die Fahrzeugindustrie 8%.

1) u.a. Sport-, Spiel- und Freizeitartikel, medizintechnische Anwendungen, Maschinen und Anlagenbau etc.

Menge der verarbeiteten Kunststoffe in Deutschland nach Kunststoffarten

Kunststoffarten	Verarbeitung 1999 Menge in kt
PE-LD/LLD	1.340
PE-HD/MD	1.050
PP	1.450
PS	460
EPS	280
PVC	1.520
Styrol Copolymere (ABS/SAN)	210
PMMA	100
PA	270
PET	200
Sonstige Thermoplaste ¹⁾	270
PUR	650
Sonstige Kunststoffe ²⁾	2.400
Gesamt	10.200



- Mehr als 60% aller Kunststoffe entfallen auf die Standard Kunststoffe PE, PP, PS/EPS und PVC. Dem gegenüber stehen u.a. 29% sonstige Kunststoffe (inkl. PUR).

1) u.a. PC, POM, PBT

2) Die sonstigen Kunststoffe umfassen vorwiegend duroplastische Formmassen wie Phenol-(PF), Harnstoff-(UF), Melamin-(MF), Melamin-Phenol-(MP), Polyester-(UP) und Epoxid-(EP)-Formmassen.

Menge der wichtigsten verarbeiteten Kunststoffe in Deutschland in den Branchen Verpackung, Bau, Fahrzeugindustrie, Elektro/Elektronik und Garten- und Landwirtschaft 1999

- Prozentuiert nach Einsatzbereichen der einzelnen Kunststoffarten -

Kunststoffarten	Insgesamt		Verpackung		Bau		Fahrzeug-industrie		Elektro		Garten-/Land-wirtschaft		Sonstiges	
	in kt	Anteil	in kt	Anteil	in kt	Anteil	in kt	Anteil	in kt	Anteil	in kt	Anteil	in kt	Anteil
PE-LD/LLD	1.340	100,0%	900	67,1%	112	8,4%	12	0,9%	60	4,5%	140	10,4%	116	8,7%
PE-HD	1.050	100,0%	580	55,2%	240	22,9%	24	2,3%	21	2,0%	23	2,2%	162	15,4%
PP	1.450	100,0%	675	46,6%	76	5,2%	201	13,9%	90	6,2%	7	0,5%	401	27,0%
PS	460	100,0%	142	30,9%	41	8,9%	6	1,3%	127	27,6%	1	0,2%	143	31,1%
EPS	280	100,0%	38	13,6%	234	83,5%	-	-	1	0,4%	1	0,4%	6	2,1%
PVC	1.520	100,0%	140	9,2%	1076	70,8%	62	4,1%	99	6,5%	11	0,7%	132	9,4%
Styrol Copolymere (ABS/SAN)	210	100,0%	5	2,4%	8	3,8%	64	30,5%	50	23,8%	3	1,4%	80	39,5%
PMMA	100	100,0%	-	-	14	14,0%	15	15,0%	6	6,0%	1	1,0%	64	65,0%
PA	270	100,0%	45	16,7%	25	9,3%	104	38,5%	63	23,3%	3	1,1%	30	12,2%
Sonstige Thermoplaste	470	100,0%	160	34,0%	31	6,6%	91	19,4%	91	19,4%	2	0,4%	95	20,6%
PUR	650	100,0%	5	0,8%	127	19,5%	105	16,2%	41	6,3%	1	0,3%	371	57,2%
Sonstige Kunststoffe	2.400	100,0%	10	0,4%	836	34,8%	121	5,0%	66	2,8%	12	0,5%	1355	57,0%
Gesamt	10.200	100,0%	2700	26,5%	2820	27,6%	805	7,9%	715	7,0%	205	2,0%	2955	31,0%

Anmerkungen zu den wesentlichen Einsatzbereichen der wichtigsten Kunststoffarten

- (1) PE-LD (~67%) findet sich vornehmlich im Bereich der Verpackungsanwendungen wieder, weitere wesentliche Bereiche sind die Bereiche Garten- und Landwirtschaft (~10%) sowie der Bereich Bau (~8%).
- (2) PE-HD findet man hauptsächlich in den Bereichen Verpackungen (~55%) und Bau (23%).
- (3) PP wird vorrangig in den Bereichen Verpackung (~47%) und Fahrzeuge (~14%) eingesetzt.
- (4) Polystyrol (PS) findet man verstärkt in den Bereichen Verpackung (31%) und Elektro (~28%).
- (5) EPS findet man vorrangig als Dämmstoffe im Baubereich (>80%) sowie als Verpackungswerkstoff.
- (6) PVC wird größtenteils in baulichen Anwendungen eingesetzt (mehr als 70%). Wesentliche Anwendungen sind hierbei Kabel und Rohre.
- (7) PUR wird vielfältig eingesetzt. Überproportionale Verwendungsanteile findet man im Bereich Automobil (~16%), Bau (~20%) und Möbel (~30-35%).
- (8) PET (bei den sonstigen Thermoplasten ca. 200 kt) findet vornehmlich im Bereich Verpackung (~50%) Verwendung.
- (9) Styrolcopolymere (ABS/SAN) finden sich vornehmlich im Bereich Fahrzeuge und bei Elektro- und Elektronikprodukten wieder.
- (10) Während PMMA (Polymethylmethacrylat) sich in sehr vielfältigen Einsatzbereichen wiederfindet, wird Polyamid vorwiegend in den Bereichen Fahrzeuge und Elektro/ Elektronik eingesetzt.

Menge der wichtigsten verarbeiteten Kunststoffe in Deutschland in den Branchen Verpackung, Bau, Fahrzeugindustrie, Elektro/Elektronik und Garten- und Landwirtschaft 1999

- Prozentuiert nach Kunststoffarten pro Branche -

Kunststoffarten	Insgesamt		Verpackung		Bau		Fahrzeug-industrie		Elektro/ Elektronik		Garten-/Land-wirtschaft		Sonstiges	
	in kt	Anteil	in kt	Anteil	in kt	Anteil	in kt	Anteil	in kt	Anteil	in kt	Anteil	in kt	Anteil
PE-LD	1.340	13,1%	900	33,3%	112	4,0%	12	1,5%	60	8,4%	140	68,0%	116	3,9%
PE-HD	1.050	10,3%	580	21,5%	240	8,5%	24	3,0%	21	2,9%	23	11,2%	162	5,5%
PP	1.450	14,2%	675	25,0%	76	2,7%	201	25,0%	90	12,6%	7	3,4%	701	13,7%
PS	460	4,5%	142	5,3%	41	1,5%	6	0,7%	127	17,8%	1	0,5%	143	4,6%
EPS	280	2,8%	38	1,0%	234	8,2%	-	-	1	0,2%	1	0,5%	6	0,2%
PVC	1.520	14,9%	140	5,2%	1.076	38,2%	62	7,7%	99	13,9%	11	5,5%	132	4,5%
Styrol Copolymere (ABS/SAN)	210	2,1%	5	0,2%	8	0,3%	64	8,0%	50	7,0%	3	1,5%	80	2,7%
PMMA	100	1,0%	-	-	14	0,5%	15	1,9%	6	0,8%	1	0,5%	64	2,2%
PA	270	2,6%	45	1,7%	25	0,9%	104	12,9%	63	8,9%	3	1,5%	30	1,0%
Sonstige Thermoplaste	470	4,6%	160	5,9%	31	1,1%	91	11,3%	91	12,7%	2	1,0%	95	3,2%
PUR	650	6,4%	5	0,2%	127	4,5%	105	13,0%	41	5,7%	1	0,5%	371	12,6%
Sonstige Kunststoffe	2.400	23,5%	10	0,4%	836	29,6%	121	15,0%	66	9,2%	12	5,9%	1355	45,9%
Gesamt	10.200	100,0%	2.700	100,0%	2.820	100,0%	805	100,0%	715	100,0%	205	100,0%	2955	100,0%

Anmerkungen zu den wesentlichen Einsatzbereichen von Kunststoffen

Anmerkungen:

- Im **Baubereich** dominiert das PVC (~ 38%). Darüber hinaus spielen die Kunststoffe EPS, PE-HD und PUR eine wichtige Rolle.
- Im **Fahrzeugbereich** existiert eine eher breit gestreute Einsatzstruktur mit leichter Fokussierung auf PP (~ 25%), PUR und Polyamid.
- Im **Elektro/Elektronikbereich** kommen aufgrund der heterogenen Anwendungen und Einsatzbereiche unterschiedlichste Kunststoffe zum Einsatz (u.a. PS, PP, PVC, Styrol-Copolymere, PA, sonstige Kunststoffe (u.a. Duroplaste).
- Der Bereich **Garten- und Landwirtschaft** wird zu annähernd 80% durch PE abgedeckt (68% PE-LD, 11% PE-HD).
- Im Bereich **Verpackung** wird der Bedarf an Kunststoffen vorwiegend durch Polyolefine (~ 80%) abgedeckt (PE-LD ~ 33%; PE-HD ~ 21,5%; PP ~ 25%). Der Anteil von PET betrug 1999 noch <5% gewinnt aber zunehmend, insbesondere im Flaschenbereich, an Bedeutung.
- Im Bereich der "**sonstigen Anwendungen**" finden sich vornehmlich PP, PUR und sonstige Kunststoffe (weitestgehend Duroplaste).

INHALTE:

- A Aufgabenstellung
- B Methodik
- C Produktion und Verbrauch
-  **D Kunststoffabfälle**
 - D.1 Gesamtübersicht**
 - D.2 Untersuchungsfokus**
- E Abfallströme
- F Qualitäten

D Kunststoffabfälle

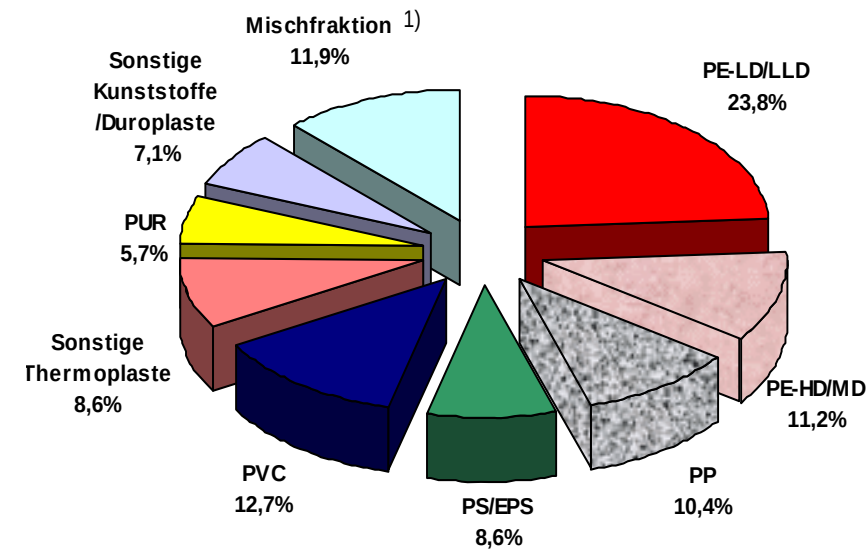
Grundsätzliche Anmerkungen:

- Das nachfolgende Kapitel "Kunststoffabfälle" befasst sich vorrangig mit **POST-CONSUMER-ABFÄLLEN** der gewerblichen Endverbraucher und privaten Haushalte außerhalb des Dualen Systems (Kapitel D.2).
- Lediglich in einer ersten Übersicht werden Produktions- und Verarbeitungsabfälle sowie die Abfall- und Verwertungsströme des Dualen Systems berücksichtigt (Kapitel D.1).
- Bei den ausgewiesenen Kunststoffabfällen handelt es sich um die beim Entsorger physisch erfassten Mengen

D.1 Gesamtübersicht der Kunststoffabfälle in Deutschland 1999 (Menge in kt)

Kunststoffarten	Kunststoff- abfälle insgesamt Menge in kt	Kunststoffabfälle Post-Consumer		Kunststoffabfälle Produktion/Verarb.	
		ohne DSD	inkl. DSD	Erzeuger	Verarbeiter
PE-LD/LLD	894	580	765	9	120
PE-HD/MD	422	288	346	6	70
PP	389	234	234	5	150
PS	144	75	80	2	62
EPS	179	125	135	1	43
PVC	476	337	337	9	130
Styrol Copolymere	72	44	44	2,7	25
PMMA	26	18	18	0,5	7
PA	66	33	33	8	25
Sonstige Thermoplaste	159	96	102	11,5	45
PUR	214	116	116	1	97
Duroplaste	267	140	140	4	123
Mischfraktion (n. klassif.) ²⁾	445	-	445	-	-
Gesamt	3753	2086 (~2075)	2795	59,7	897

Übersicht Kunststoffabfälle Insgesamt



- Ca. 45% aller Kunststoffabfälle entfallen auf die Polyolefine PE-LD, PE-HD und PP.
- Von Bedeutung sind darüber hinaus die Kunststoffabfälle aus den Kunststoffarten PVC (12,6%), PS/EPS (8,6%) und PUR (8,4%).

Anmerkungen (1)

Abweichend von der bisher veröffentlichten Abfallmenge für 1999¹⁾ beträgt die Gesamtmenge 3753 kt (bisher 3567 kt). Die gesamte Abfallmenge wuchs somit um 185.000 t.

Ursache hierfür sind zum einen 110 kt Kunststoffabfälle aus Sortierresten des Dualen Systems ²⁾ (Quelle: cyclos Beratungsgesellschaft für Ökologie, Energie- und Abfallwirtschaft) sowie ca. 75.000 t Kunststoffabfälle als Bestandteil der Schredderleichtfraktion (SLF) aus der Entsorgung von Altfahrzeugen. Die Gesamtmenge dieser Fraktion beträgt nun 100.000 t im Gegensatz zu ursprünglich 25.000 t. Diese zusätzliche Menge ergibt sich aus folgender analytischer Betrachtung ³⁾.

- Entsorgungsmenge von Altfahrzeugen über Schredderbetriebe in 1999 ca. 1,5 Millionen Fahrzeuge.
- Durchschnittliches Gesamtgewicht je Fahrzeug ca. 1000 kg.
- Gewicht nach Demontage diverser Komponenten z.B. Motor, Achsen etc. ca. 75 % = 750 kg
- Davon Anteil Schredderleichtfraktion ca. 25 % = 185 kg
- Anteil Kunststoffe in der Schredderleichtfraktion ca. 35 % = 65 kg
- 1,5 Millionen Fahrzeuge x 65 kg ergibt ca. 100.000 t Kunststoffabfälle

1) Kunststoffstatistik 1999 VKE/CONSULTIC

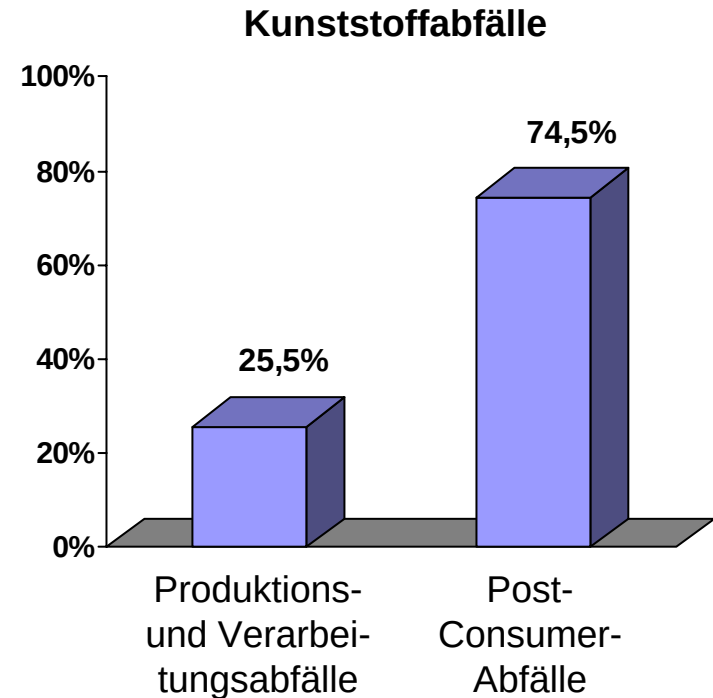
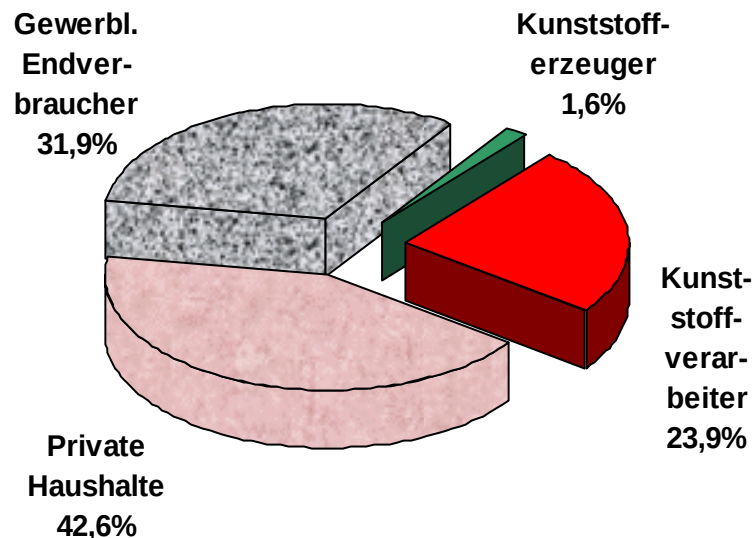
2) Kunststoffabfälle in Sortierresten des Dualen Systems

3) Die angenommenen Daten liegen eher am oberen Rand der Untersuchungsergebnisse entsprechender Gutachten (u.a. ARGE Altauto)

Anmerkungen (2)

- Trotz steigender Produktionszahlen stagnierten bzw. stiegen die Abfallmengen aus der Erzeugung und Verarbeitung nur marginal. Die Abfallquote im Bereich der Erzeuger liegt bei 0,75%, bei den Verarbeitern bei ca. 8,8%.
 - Die Abfallmenge insgesamt steigt von 3.235 kt (1997) auf 3753 kt (1999) und ist ausschließlich auf das Wachstum im Bereich der Post-Consumer-Abfälle zurückzuführen.
 - Die Abfallmenge insgesamt stieg somit um annähernd 16%. Bereinigt um die 1997 noch nicht ausgewiesenen Abfallmengen der Bereiche
 - Kunststoffabfälle in der SLF aus Altfahrzeugen
 - und
 - Kunststoffabfälle aus Sortierresten des Dualen Systems
- beträgt die Steigerung ca. 10% (ca. 3570 kt) und liegt damit unter dem Kunststoffverbrauchszuwachs von ~13% (10.200 kt zu 9037 kt).

D.1 Gesamtübersicht der erfassten Kunststoffabfälle in Deutschland - Anteile der Kunststoffanfallgruppen 1999 insgesamt -

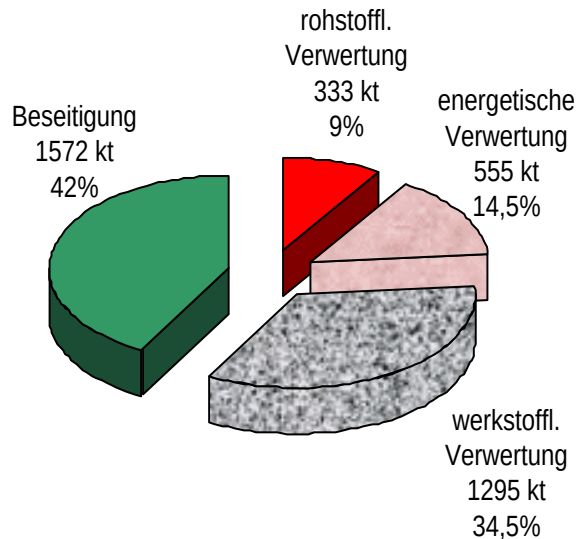


- Annähernd $\frac{3}{4}$ aller Kunststoffabfälle resultieren aus Post-Consumer-Anwendungen.

D.1 Gesamtübersicht der erfassten Kunststoffabfälle in Deutschland - Verwertung und Beseitigung -

Insgesamt:

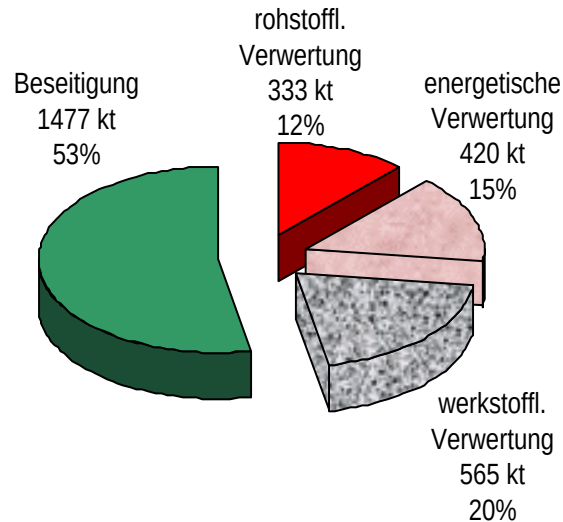
Total: 3.750 kt



- Die Verwertungsquote insgesamt beträgt 58% und teilt sich wie folgt auf in
 - werkstoffliche Verwertung 34,5%
 - energetische Verwertung 14,5%
 - rohstoffliche Verwertung 9,0%
- Hierbei liegt die Verwertungsquote bei Erzeugern über 90%.

Post-Consumer:

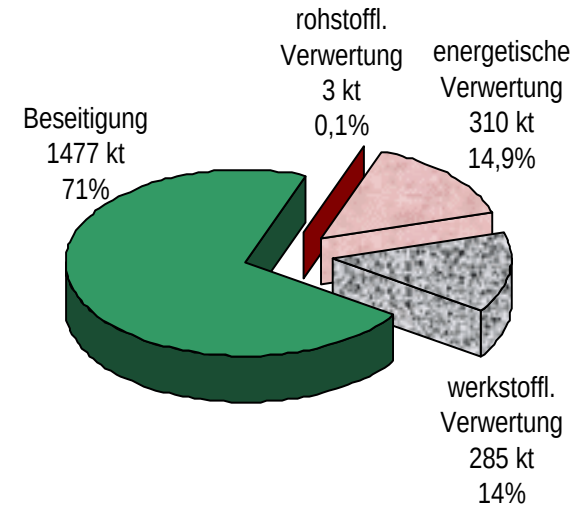
Total: 2.795 kt



- Die Verwertungsquote von Kunststoffabfällen aus dem Post-Consumer-Bereich beträgt 47%.
- Deutlich geringer als in der Gesamtbetrachtung fällt hier insbesondere der Bereich der werkstofflichen Verwertung aus.

Post-Consumer ohne DSD:

Total: 2.075 kt



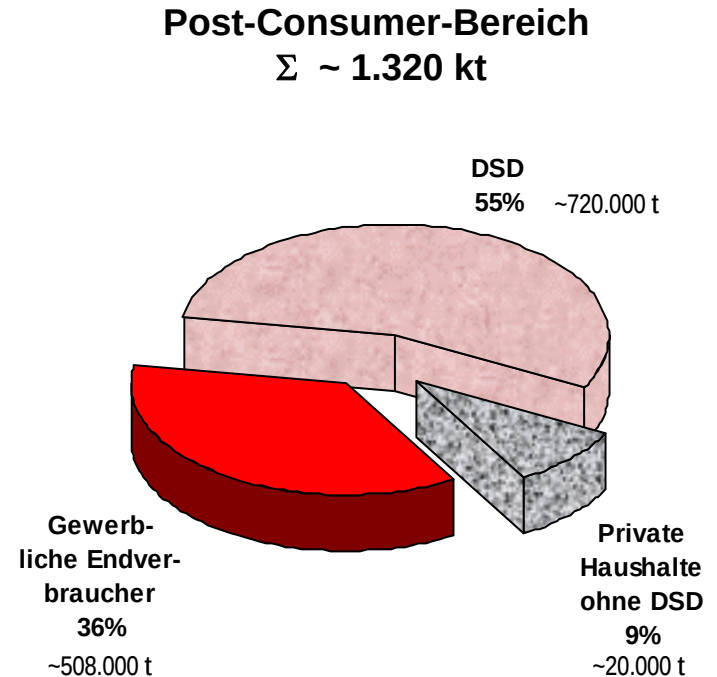
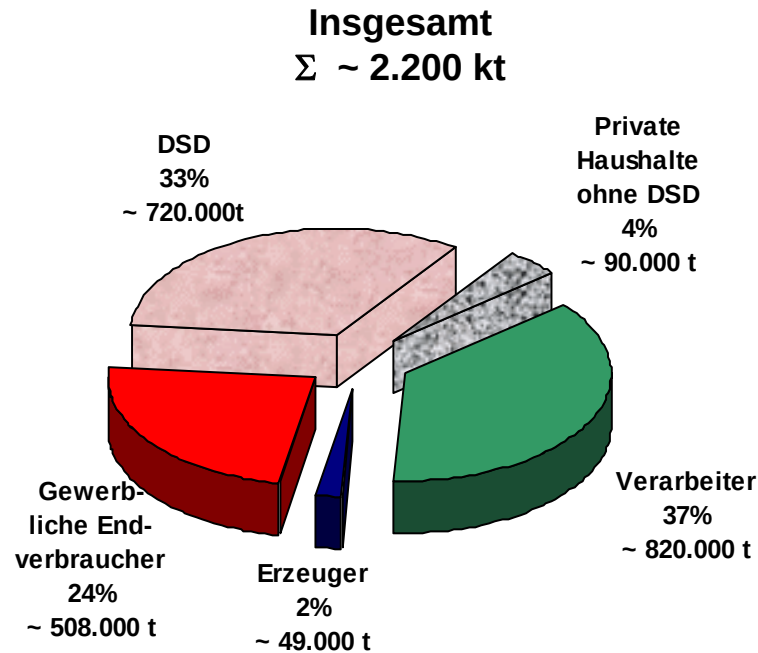
- Im Post-Consumer-Bereich außerhalb des Dualen Systems fällt die Verwertungsquote auf unter 30% und beschränkt sich quasi hälftig auf die Bereiche werkstoffliche und energetische Verwertung. Die rohstoffliche Verwertung basiert nahezu ausschließlich auf Aktivitäten des DSD.

Kunststoffabfälle insgesamt resp. bei einzelnen Kunststoffarten nach Verwertung und Beseitigung 1999

	Kunststoffabfälle			
	insgesamt	davon		
		zur Verwertung		zur Beseitigung
Kunststoffarten	Menge in kt	Menge in kt	Anteil in %	Menge in kt
PE-LD/LLD	894	595	67%	299
PE-HD/MD	422	188	45%	234
PP	389	169	43%	220
PS	144	75	52%	69
EPS	179	115	64%	64
PVC	476	215	45%	261
Styrol Copolymere	72	26	36%	46
PMMA	26	10	38%	16
PA	66	32	49%	34
Sonstige Thermoplaste	159	72	45%	87
PUR	214	108	50%	106
Duroplaste	267	128	48%	139
Mischfraktion/DSD	445	445	100%	-
Gesamt	~3.750 (3753)	~ 2200 (2179)	58%	~ 1600 (1574)

- Die Verwertungsquoten für einzelne Kunststoffarten liegen zwischen ~ 40 und 66%. Die unterschiedlichen Verwertungsquoten basieren hierbei i.d.R. weniger auf Aspekten der "technischen" Wiederverwertbarkeit einzelner Kunststoffarten, sondern sind primär Ursache der unterschiedlichen Einsatzgebiete.

Anteil der einzelnen Gruppen an Kunststoffabfällen zur Verwertung (1)



- Speziell aus der rechten Graphik wird deutlich, dass heute mehr als die Hälfte der Verwertungsmengen aus dem Post-Consumer Bereich auf den Aktivitäten des Dualen Systems basieren.
- Die Verwertungsquoten stellen sich somit folgendermaßen dar: (siehe nächste Seite)

Anteil der einzelnen Gruppen an Kunststoffabfällen zur Verwertung (2)

Bereich	Abfallmenge	Verwertungsmenge	Verwertungsquote
Gewerbliche Abfälle	1197 kt	508 kt ¹⁾	42,4%
Private Haushalte	1598 kt	840 kt	52,6%
Private Haushalte ohne DSD	878 kt	90 kt ²⁾	10,3%

- Es wird deutlich, dass bis auf Ausnahmen von geringen Mengen im Sperrmüllbereich bzw. Sammlungen in Wertstoffhöfen die absolute Majorität der Kunststoffverwertung aus privaten Haushalten auf den Aktivitäten des Dualen Systems basieren.
- Die Verwertungsmengen im gewerblichen Bereich basieren i.d.R. auf bilateralen Entsorgungsverträgen zwischen Gewerbebetrieben und privatem Abfallentsorger.
- Positive Ansätze zeigen in diesem Bereich darüber hinaus die Aktivitäten in der Verwertung von gewerblichen Verpackungen durch Institutionen wie z.B. Interseroh, RIGK, VFW, EPSY, KBV etc.

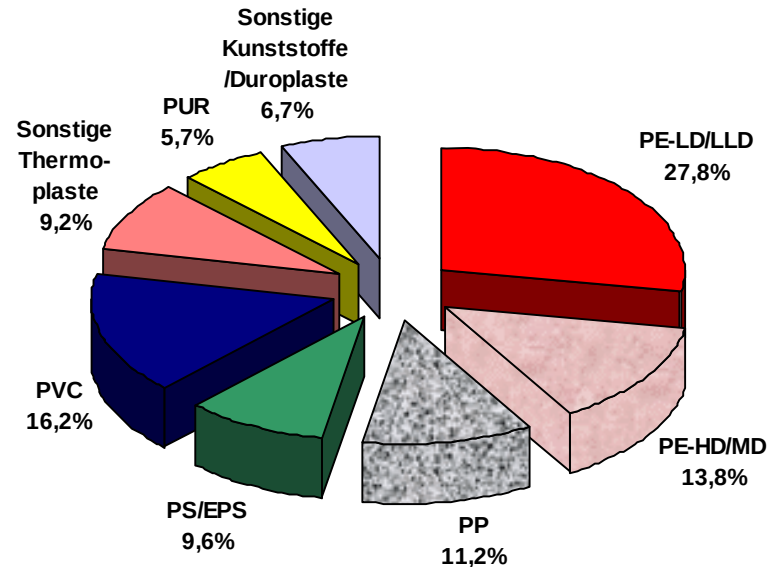
1) Diese Menge setzt sich zusammen aus der auf Seite 30 (Spalte 2) beschriebenen Teilmengen abzüglich der Verwertungswege Sperrmüll und Wertstoffsammlung

2) Diese Menge ergibt sich aus der auf Seite 30 (Spalte 2) ausgewiesenen Teilmenge Sperrmüll (5 kt) und Wertstoffsammlung (85kt).

D.2 Gesamtübersicht der erfassten Kunststoffabfälle in Deutschland 1999 im Untersuchungsfokus (Menge in kt)

Kunststoffarten	Kunststoffabfälle insgesamt in kt (ohne DSD)
PE-LD/LLD	580
PE-HD/MD	288
PP	234
PS	75
EPS	125
PVC	337
Styrol Copolymere	44
PMMA	18
PA	33
Sonstige Thermoplaste	96
PUR	116
Duroplaste	140
Gesamt	~ 2075 (2086)

Übersicht Kunststoffabfälle im Untersuchungsfokus Post-Consumer



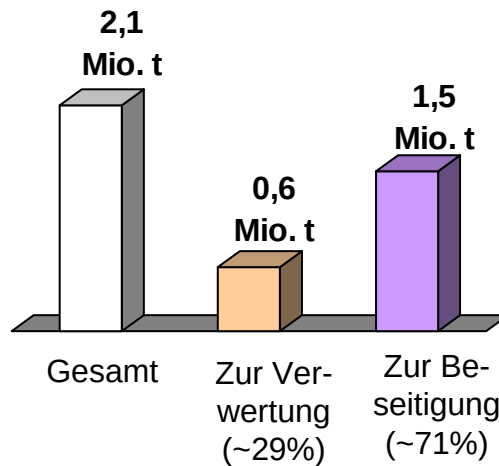
- Mehr als 50% aller Kunststoffabfälle aus dem Untersuchungsbereich entfallen auf die Polyolefine PE-LD, PE-HD und PP.
- Ebenfalls von erheblicher Relevanz im Abfallstrom sind die Kunststoffarten PVC, PUR und PS/EPS.
- Weitere Kunststoffarten haben insgesamt einen Anteil von ca. 10% am Abfallstrom.

Kunststoffabfälle zur Verwertung und Beseitigung nach Anfallorten

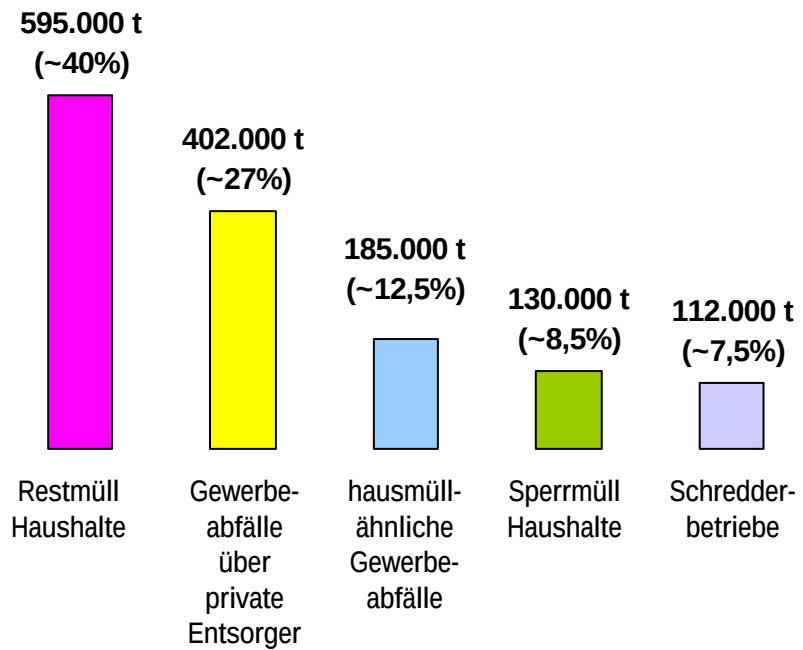
	Anfallorte	Erfasste Kunststoffabfallmengen in kt		
		Insgesamt	Verwertung	Beseitigung
POST-CONSUMER	Gewerbeabfälle über private Entsorger	730	328	402
	Restmüll Haushalte	595	0	595
	Gewerbeabfälle, über öffentlich-rechtliche Entsorger (örE)	185	0	185
	Sperrmüll Haushalte (z.B. Möbel, Teppiche, "weiße" Ware, "braune" Ware)	135	5	130
	Wertstoffsammlung (örE) (diverse Kunststoffprodukte, z.B. Rohre, Behälter, Folien etc.)	85	85	0
	Shredderbetriebe (Altauto, Elektrogroßgeräte)	145	33	112
	Interseroh (gewerbliche Verpackungen)	65	65	0
	Verarbeiterinitiative (u.a. Flaschenkästen)	25	25	0
	Wertstoffsammlung Elektro-/Elektronikschrott (örE)	55	0	55
	Sonstige Sammel- und Verwertungssysteme für Transportverpackungen	20	20	0
	Verbandsinitiative (u.a. AGPR, Kunststoffrohrverband, Dachbahnen, etc.)	35	35	0
Gesamt Post-Consumer ohne DSD		~ 2.100	~ 600	~ 1.500

Anmerkungen (1)

Post-Consumer-Bereich ohne Duales System

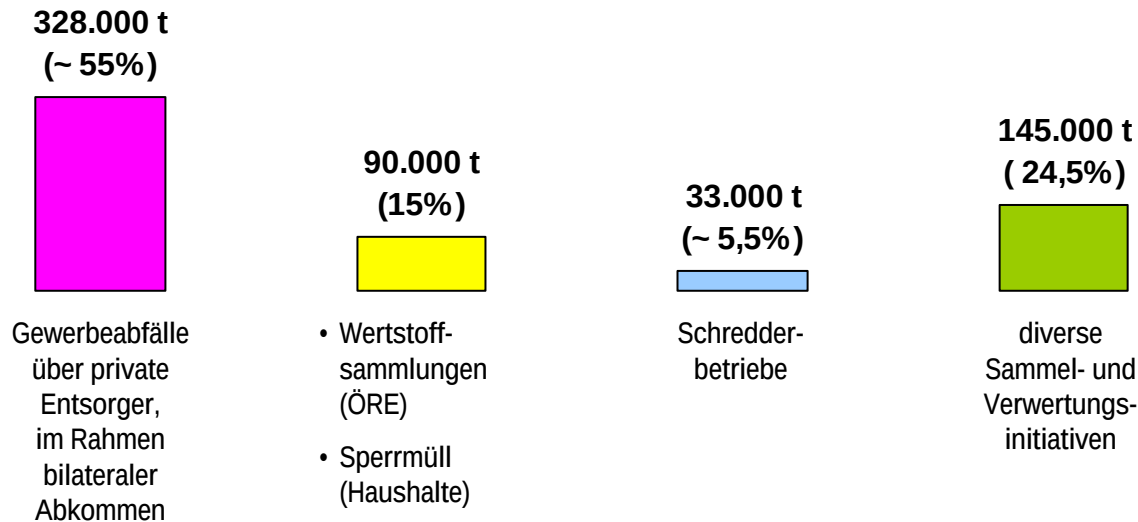


- Im Untersuchungsbereich insgesamt liegt die Abfallbeseitigungsquote bei ca. 70%, die Verwertungsquote bei 30%.
- Hierbei lassen sich für den Bereich der Beseitigung folgende wesentliche Ströme darstellen:



Anmerkungen (2)

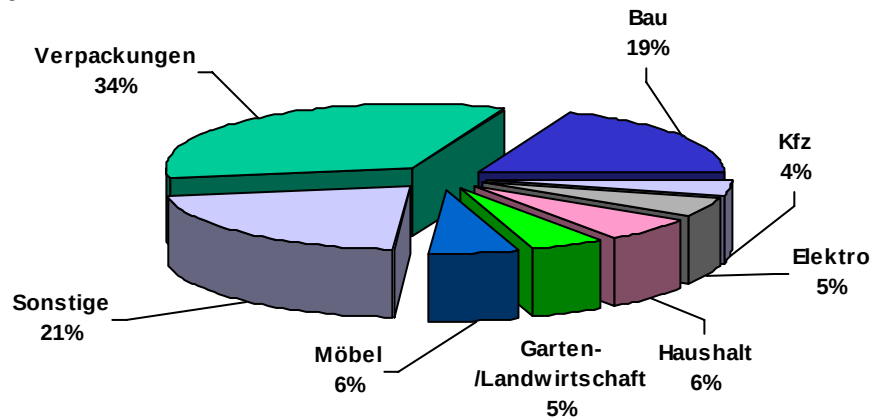
- Die Verwertungsströme stellen sich wie folgt dar:



Gewerbeabfälle über private Entsorger (730.000 t)

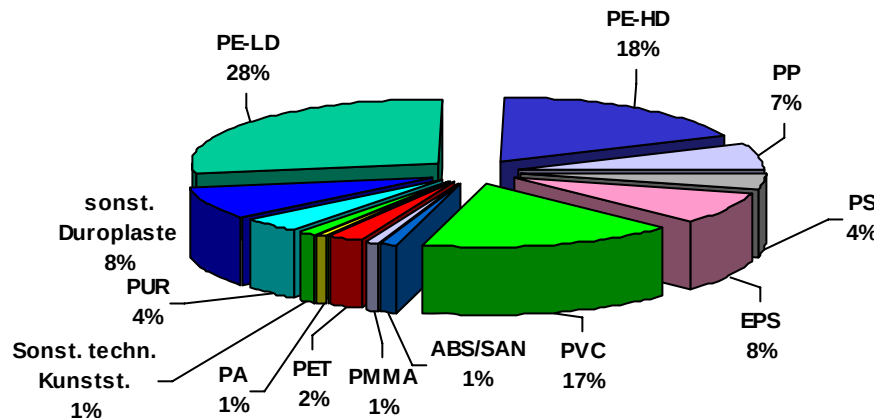
Wie in der vorherigen Tabelle dargestellt ist für Gewerbeabfälle der Entsorgungsweg über private Entsorger ein wesentlicher Teilstrom innerhalb der gesamten Post-Consumer-Abfälle. Nachfolgend erfolgt daher eine Aufschlüsselung dieses Entsorgungstroms nach Herkunftsarten (Produktspezifikation) bzw. Kunststoffart.

Herkunftsart
(Produktspezifikation)



- Wesentliche Abfallprodukte resultieren aus den Bereichen Verpackungen und Bauabfälle. Bei Bauabfällen handelt es sich häufig auch um klassische Baustellenabfälle und nicht ausschließlich um "klassische" Post-Consumer-Abfälle aus Rückbaumaßnahmen.

Kunststoffarten

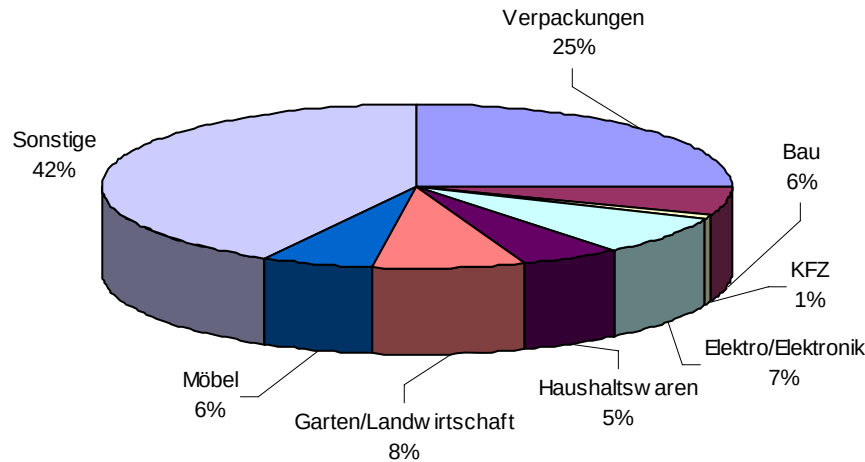


- Mehr als 45% der Kunststoffabfälle sind PE. Darüber hinaus hat PVC mit 17% einen wesentlichen Anteil.

Hausmüllabfälle und Sperrmüll (730.000 t)

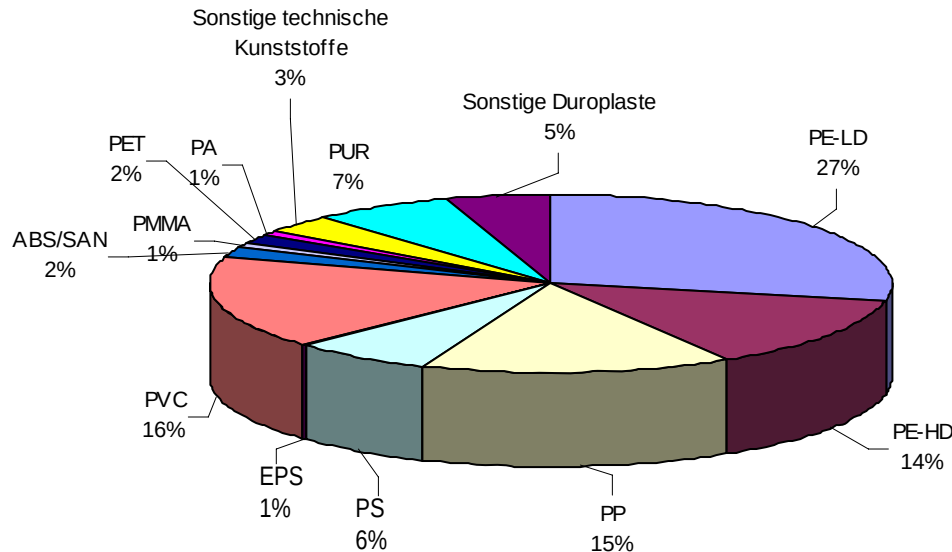
Eine weitere Grafik zeigt die Situation im Bereich der privaten Haushalte:

**Herkunftsart
(Produktspezifikation)**



- Mit Ausnahme der Verpackungen (25%) findet sich ein sehr heterogenes Produktgemisch im Bereich der Hausmüllabfälle und des Sperrmülls wieder. Der hohe Anteil "Sonstige" resultiert vornehmlich aus Produkten für Sport, Freizeit, Spielwaren, Schreib- und Zeichengeräte etc.

Kunststoffarten



- Bei der Differenzierung nach Kunststoffarten ist eine Majorität der Polyolefine erkennbar (56%). Darüber hinaus finden sich 16% PVC, 7% PUR, 6% PS.

Kunststoffabfälle nach Kunststoffarten im Untersuchungsfokus

Kunststoffarten	Kunststoffabfälle		
	insgesamt	davon bei:	
		gewerblichen Endverbrauchern	privaten HH ohne DSD
	Menge in kt	Menge in kt	
PE-LD/LLD	569	344	225
PE-HD/MD	288	172	116
PP	234	111	123
PS	76	26	50
EPS	125	111	14
PVC	337	192	145
Styrol-Copolymere	46	20	26
PMMA	18	12	6
PA	32,4	20	12,4
Sonstige Thermoplaste	94	53	41
PUR	116	59	57
Duroplaste	140	77	63
Gesamt	~2075	~1200	~875
Anteile Kunststoffabfallverursacher post-consumer ohne DSD in %	100%	(-58%)	(~42%)

Verwertungsströme der einzelnen Abfallgruppen

Nachfolgende Tabelle zeigt einen Überblick über die Herkunft von Kunststoffabfällen zur Verwertung im Untersuchungsbereich:

Kunststoffarten	Post-Consumer-Kunststoffabfälle		
	insgesamt	davon bei:	
		gewerblichen Endverbrauchern	privaten HH
	Menge in kt	Menge in kt	
PE-LD/LLD	279	231	48
PE-HD/MD	62	57	5
PP	24	22	2
PS	9	6	3
EPS	65	55	10
PVC	84	80	4
Styrol-Copolymere	2	2	-
PMMA	3	3	-
PA	6	6	-
Sonstige Thermoplaste	17	11,8	5,2
PUR	26	11	15
Duroplaste	24	22	2
Gesamt	606 (~600)	507	99
Anteile Kunststoffabfallverursacher post-consumer ohne DSD	100%	84%	16%

- Im Untersuchungsbereich resultieren ca. 84% der verwerteten Kunststoffe aus dem gewerblichen Bereich und 16% aus privaten Haushalten.

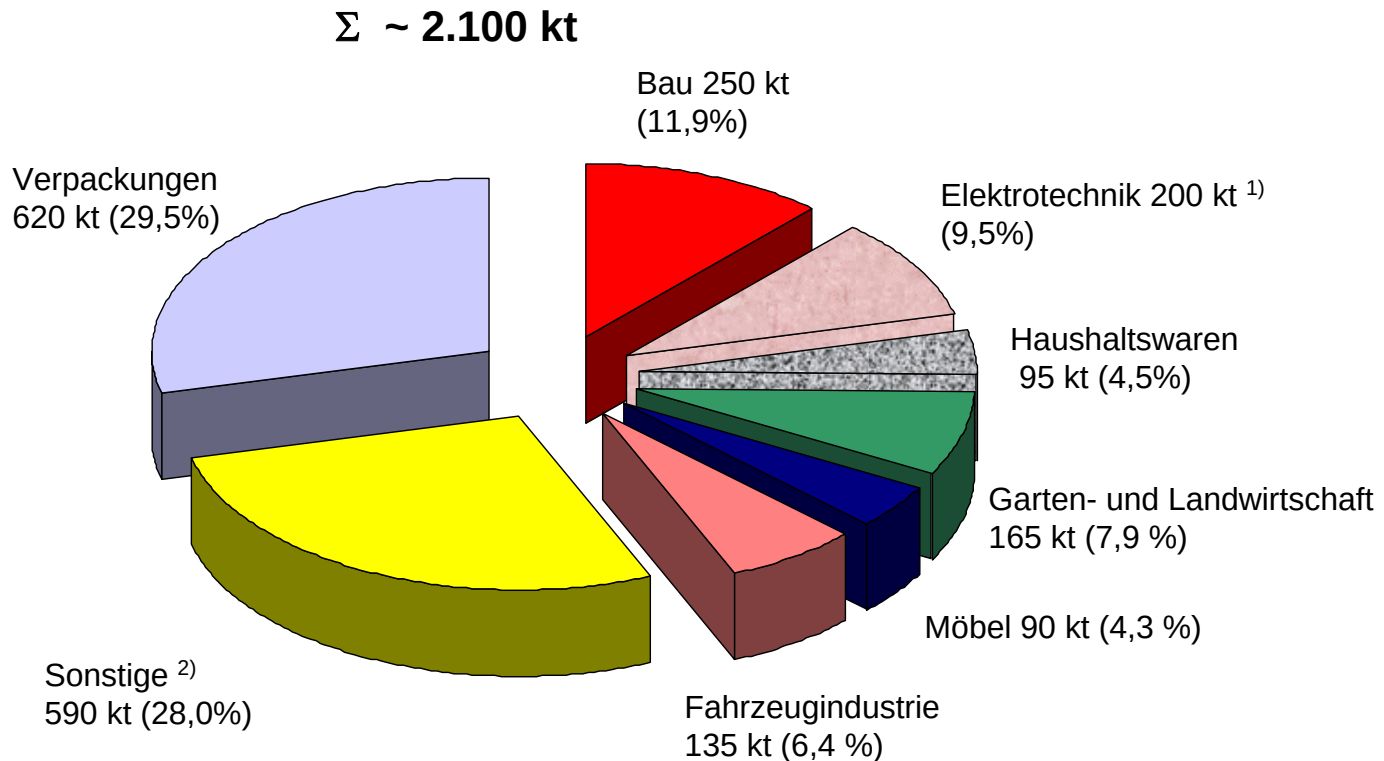
Beseitigungsströme der einzelnen Anfallgruppen

Nachfolgende Tabelle zeigt einen Überblick über die Herkunft von Kunststoffabfällen zur Beseitigung im Untersuchungsfokus:

Kunststoffarten	Post-Consumer-Kunststoffabfälle insgesamt		davon bei:	
	Menge in kt	Anteil	gewerblichen Endverbrauchern	privaten HH
PE-LD/LLD	292	19,7%	131	161
PE-HD/MD	226	15,2%	115	111
PP	210	14,2%	89	121
PS	67	4,5%	20	47
EPS	61	4,1%	59	2
PVC	253	17,0%	113	140
Styrol -Copolymere	44	3,0%	18	26
PMMA	16	1,1%	10	6
PA	27,4	1,8%	14	13,4
Sonstige Thermoplaste	78	5,3%	44	34
PUR	90	6,1%	48	42
Duroplaste	116	7,8%	55	61
Gesamt	1480 (~1500)	100,0%	716	764,4
Anteile Kunststoffabfallverursacher post-consumer ohne DSD	1480	100,0%	48,4%	51,6%

- Die Abfälle zur Beseitigung im Untersuchungsfokus resultieren jeweils etwa zur Hälfte aus den Bereichen gewerbliche Endverbraucher und aus privaten Haushalten.

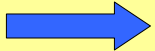
Post-Consumer-Abfallmengen nach den wesentlichen Einsatzbereichen



- Auch außerhalb des DSD resultiert, bedingt durch die kurzen Produktlebenszyklen, ein Großteil (ca. 30%) aller Abfälle aus dem Anwendungsbereich Verpackung. Außerhalb der Verpackung stehen die Bereiche Bau, Elektrotechnik, Garten und Landwirtschaft sowie Fahrzeugindustrie im Vordergrund.

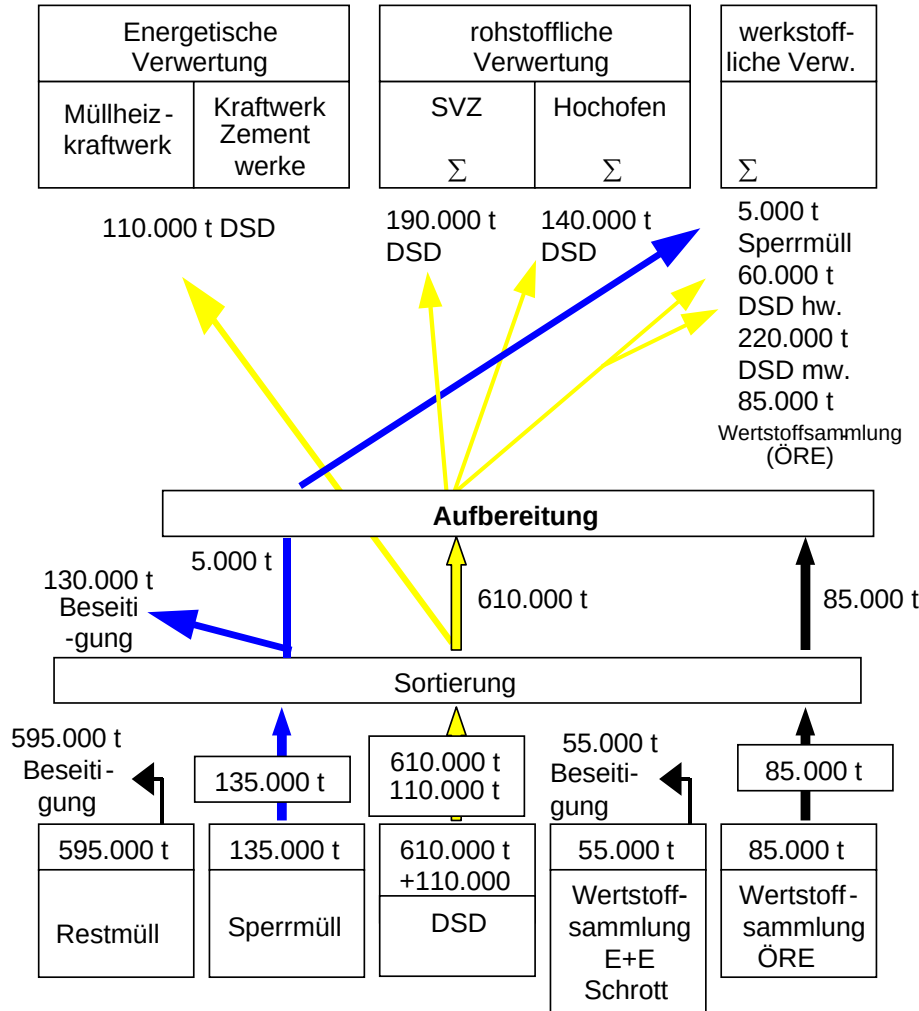
- 1) Elektrotechnische Geräte (z.B. braune & weiße Ware), aber keine elektrotechnischen Produkte z.B. Kabel in KFZ-Anwendungen
 2) u.a. Sport- und Freizeitartikel, medizintechnische Anwendungen, Maschinen- und Anlagenbau, etc.

INHALTE:

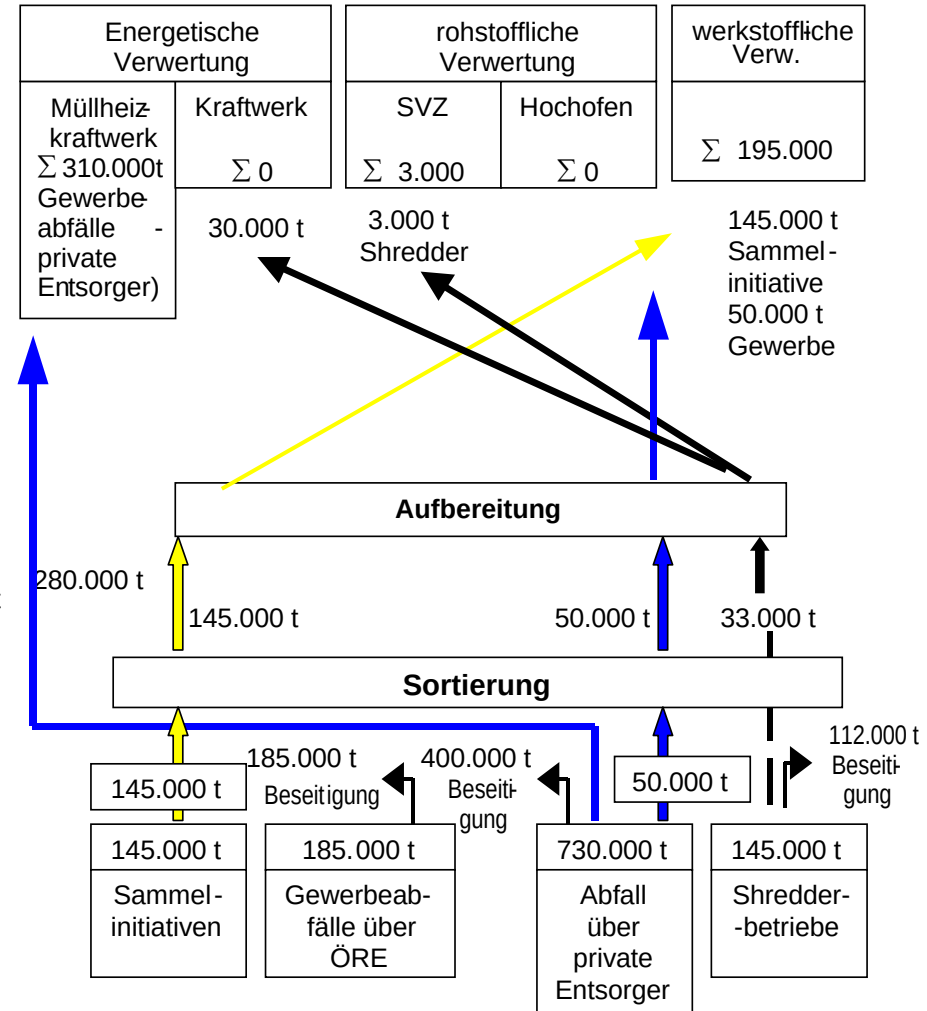
- A Aufgabenstellung
- B Methodik
- C Produktion und Verbrauch
- D Kunststoffabfälle
-  **E Abfallströme**
- F Qualitäten

Post-Consumer-Abfallströme 1999

Haushalte



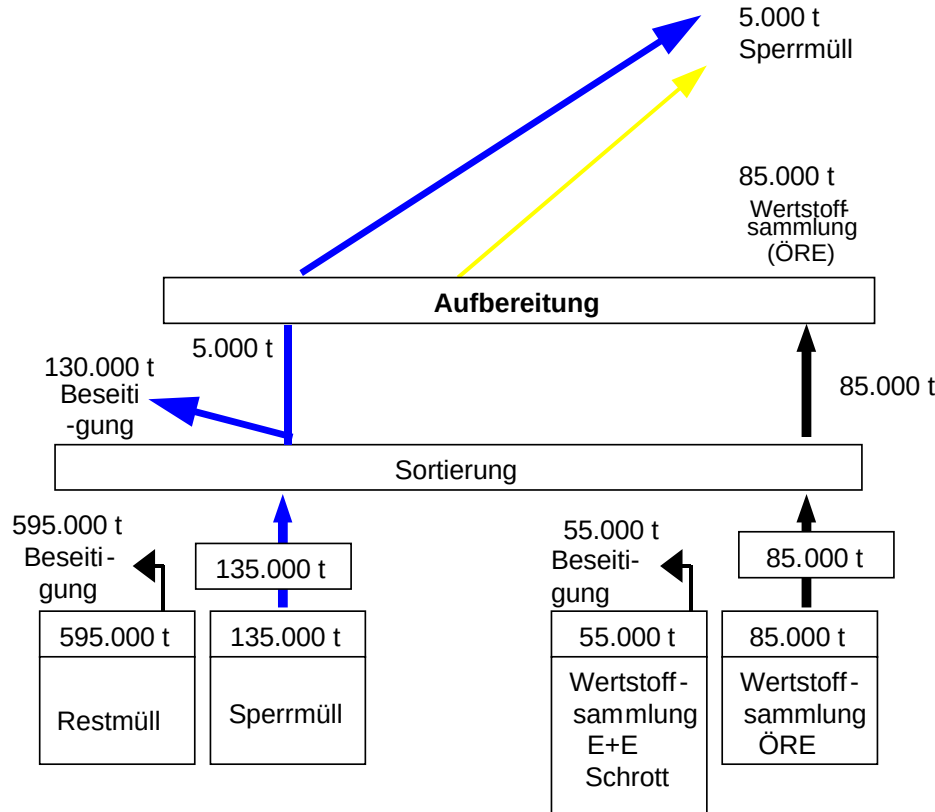
Gewerbe



Post-Consumer-Abfallströme 1999 ohne DSD

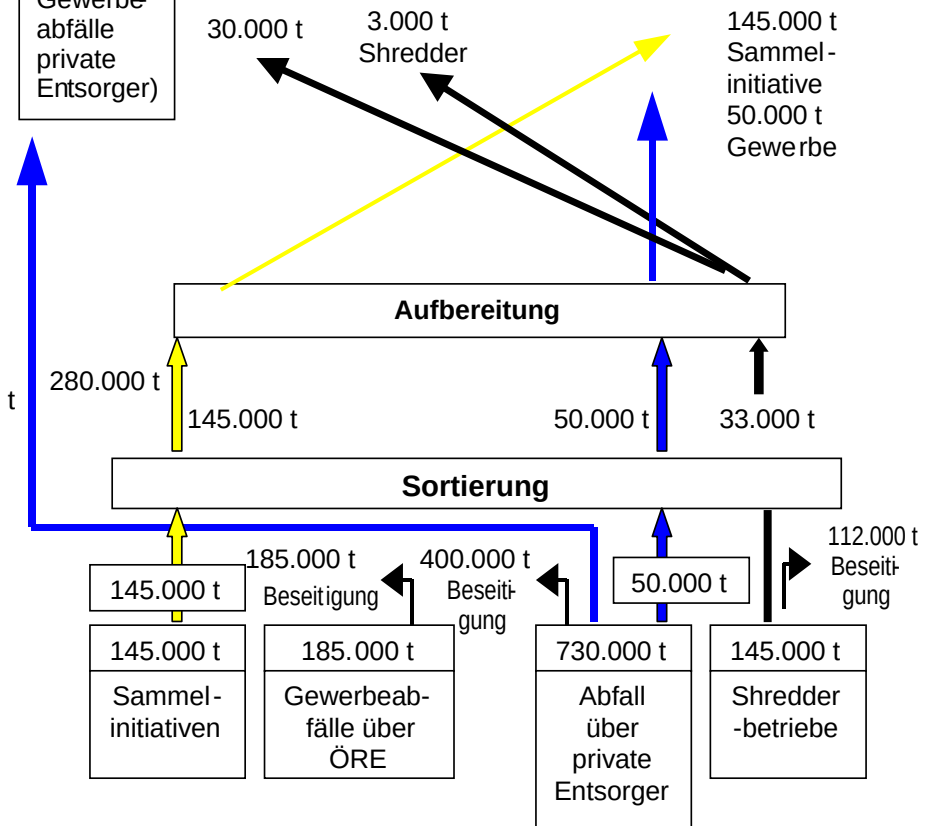
Haushalte

Energetische Verwertung		rohstoffliche Verwertung		werkstoffliche Verw.
Müllheiz-kraftwerk	Kraftwerk Zement werke	SVZ	Hochofen	
		Σ 0	Σ 0	Σ 90.000



Gewerbe

Energetische Verwertung		rohstoffliche Verwertung		werkstoffliche Verw.
Müllheiz-kraftwerk	Kraftwerk	SVZ	Hochofen	
Σ 310.000t	Σ 0	Σ 3.000	Σ 0	Σ 195.000



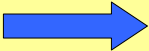
Anfallorte und Entsorgungsart im Detail (Angaben in t)

Anfallort	Erfasste Kunststoffabfallmengen						
	Beseitigung	Rohstoffliche Verwertung		Werkstoffliche Verwertung		Energetische 1) Verwertung	
		in t	in %	in t	in %	in t	in %
Restmüll	595.000	-	-	-	-	-	-
Sperrmüll Haushalte	130.000	-	-	5.000	1,8%	-	-
Wertstoffsammlung (ÖRE)	55.000	-	-	85.000	29,8%	-	-
Wertstoffsammlung Elektro (ÖRE) / Elektronikschrott	-	-	-	-	-	-	-
Hausmüllähnliche Gewerbeabfälle	185.000	-	-	-	-	-	-
Gewerbeabfälle über private Entsorger	400.000	-	-	50.000	17,5%	280.000 1)	90,3%
Sammel- und Verwertungsinitiativen für Transport- und Umverpackungen	-	-	-	145.000	50,9%	-	-
Schredderbetriebe	112.000	3.000	100,0%	-	-	30.000 2)	9,7%
Post-Consumer insgesamt ohne DSD	1.477.000	3.000	100,0%	285.000	100,0%	310.000	100,0%

1) Angerechnet wurde die Verwertung in Müllheizkraftwerken, diese sind noch nicht in allen Bundesländern als Verwertung anerkannt.

2) Abschätzung: Ermittelt wurden ca. 5000 t im MHKW Würzburg, weitere ca. 8000 t in 3 Anlagen Baden-Württembergs bzw. Rheinland-Pfalz, sowie Hinweise auf Verwertung in Anlagen der neuen Bundesländer. Diese Anlagen sind lt. den erhaltenen Informationen als Anlagen zur Verwertung eingestuft.

INHALTE:

- A Aufgabenstellung
- B Methodik
- C Produktion und Verbrauch
- D Kunststoffabfälle
- E Abfallströme
-  F **Qualitäten**

Beurteilung der Qualitäten der Post-Consumer-Kunststoffabfallmengen nach Anfallstellen

Die Qualitäten der Kunststoffabfallmengen (sortenreine oder gemischte Kunststoffe, Grad der Verschmutzung, Materialverbunde) sind abhängig von ihren Anfallorten bzw. den jeweiligen Sammelsystemen (Hol- oder Bringsystem). Die Materialqualität leidet unter Verschmutzung, Verdichtung oder Zerstörung. Bei Produkten aus dem Konsumbereich ist die Qualität gerade bei den langlebigen Produkten auch durch die Gebrauchsdauer determiniert. Art und Zustand der zu verwertenden Kunststoffabfallmengen sind ausschlaggebend dafür, in welchen Verwertungs-/Entsorgungsweg die Stoffströme geführt werden können.

Nach drei Kategorien werden die Kunststoffabfallmengen in ihrer Qualität klassifiziert:

1. Saubere und verschmutzte sortenreine Kunststoffe
2. Saubere und verschmutzte vermischte Kunststoffe inkl. Materialverbunde (i.d.R. Verpackungen)
3. Kunststoffe mit Störstoffen

Fortsetzung:

Beurteilung der Qualitäten der Post-Consumer-Kunststoffabfallmengen nach Anfallstellen

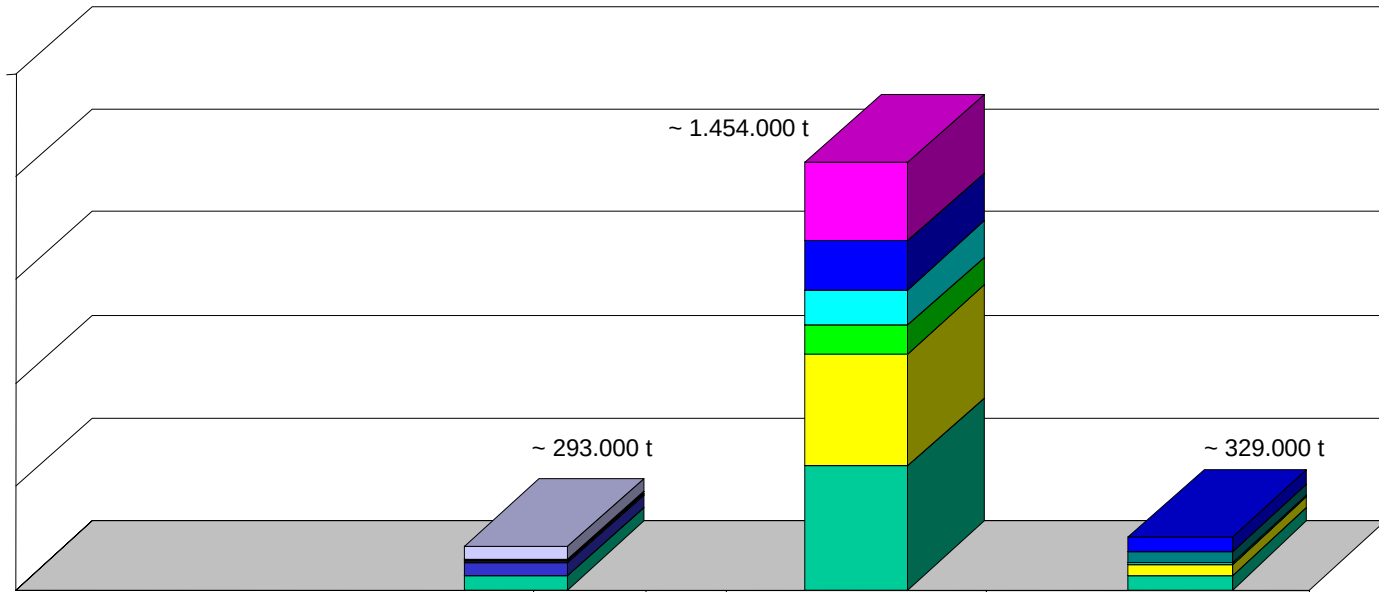
Die Kunststoffabfallmengen der unterschiedlichen Anfallorte bzw. Erfassungsarten/Sammelsysteme lassen sich entsprechend der oben definierten Qualitäten zuordnen. Aus der nachfolgenden Tabelle lässt sich erkennen, dass nur bei einer Getrenntsammlung, wie sie von den Sammelsystemen und Wertstoffsammlungen praktiziert wird, hauptsächlich aus dem Gewerbe, sortenreine Kunststoffmengen als Abfall anfallen. Bei den privaten Haushalten fallen aufgrund der Erfassungssysteme (Sack/Tonne im Hol-System) gemischte und verschmutzte Kunststoffabfallmengen an. Elektro-/ Elektronikschrott hat aufgrund der eingesetzten Materialienvielfalt in diesen Produkten unabhängig von den Anfallorten generell die schlechteste Qualität, was sich letztendlich auch in eingeschränkten Verwertungsmöglichkeiten niederschlägt.

Zuordnung der Qualitäten zu den Post-Consumer-Kunststoffabfallmengen nach Anfallorten

Klassifizierung/ Erfassungssysteme	Saubere und verschmutzte sortenreine Kunststoffe	Saubere und verschmutzte vermischte Kunststoffe incl. Materialverbunde (i.d.R. Verpackungen)	Kunststoffe mit Störstoffen/Schadstoffen
Sammelinitiativen	Interseroh		
	Transport- und Umverpackungen		
	RIGK		
	Verpackungen		
	EPSY		
	Transportverpackungen		
	VfW		
	Verpackungen		
Sonstige Entsorgungswege/ Anfallorte	Wertstoffsammlung (öE)	Restmüll Haushalte	Elektro-/Elektronikschrott (in den Mengen der verschiedenen Anfallorte)
	Gewerbeabfälle über private Entsorger		
		Sperrmüll Haushalte	Schredderleichtfraktion (Altautos)
		Gewerbeabfälle	
		(über private und öffentlich-rechtliche Entsorger)	

Verwertungsmöglichkeiten entsprechend der Qualitäten	1. werkstoffliche Verwertung (Priorität) 2. Auch nutzbar für SVZ (Vergasung) Reduktionsmittel (Hochofen) und Sekundärbrennstoff	1. werkstoffliche Verwertung mit hohem Sortieraufwand 2. SVZ (Vergasung) 3. Reduktionsmittel (Hochofen) 4. Sekundärbrennstoff	1. SVZ 2. Sekundärbrennstoff 3. Müllheizkraftwerk
Anfallorte/Qualitäten	Saubere und verschmutzte <u>sortenreine</u> Kunststoffe	Saubere und verschmutzte <u>vermischte</u> Kunststoffe, Materialverbunde (i.d.R. Verpackungen)	Kunststoffe mit Störstoffen/ Schadstoffen
Restmüll Haushalte, inkl. Geschäftsmüll		541.800	53.200
Sperrmüll Haushalte		134.500	500
öffentliche Wertstoffsammlung (örE)	85.000		
Gewerbeabfälle über öffentlich-rechtliche Entsorger		175.700	9.300
öffentlich rechtliche Wertstoffsammlung/Haushalte (E-Schrott)			55.000
Gewerbeabfälle über private Entsorger	64.400	602.000	66.000
Interseroh	65.000		
ProPe	600		
RIGK	8.500		
KBV	2.500		
VfW	1.000		
EPSY	5.000		
Verarbeiterinitiativen	61.000		
Shredderbetrieb			145.000
SUMME:	293.000 t	1.454.000	329.000

Post-Consumer-Kunststoffabfälle - Qualitäten



Qualitäten:

**sauber/verschmutzt
sortenrein**

**sauber und verschmutzte
vermischte
Materialverbunde**

**Kunststoffe mit
Störstoffen/
Schadstoffen**

**Verwertungs-
möglichkeiten
entsprechend
der Qualitäten**

1. Werkstoffliche Verwertung (Priorität)
2. Auch nutzbar für SVZ (Vergasung), Reduktionsmittel (Hochofen) und Sekundärbrennstoffe

1. Werkst. Verwertung eingeschränkt
2. SVZ (Vergasung)
3. Reduktionsmittel (Hochofen)
4. Sekundärbrennstoff

1. SVZ (Vergasung)
2. Sekundärbrennstoff
3. Müllheizkraftwerk

UFOPLAN- Vorhaben

„Verwertungspotentiale von Kunststoffabfällen (Nicht-Verpackungen) aus Gewerbe und Privathaushalten“

FKZ 200 33 327

Teilbericht 2

Prognosemodelle zur Entwicklung des Kunststoffaufkommens bis zum Jahr 2010 (Hochrechnungen)

erstellt für:

Umweltbundesamt
Postfach 330022
14191 Berlin

&

VKE
Karlstraße 21
60329 Frankfurt/Main

von:

CONSULTIC
Marketing & Industrieberatung GmbH
Röntgenstr. 4
D-63762 Großostheim
Tel: (06026) 97 41-0
Fax: (06026) 9741-41
e-mail: lindner@consultic.de

Ihr Ansprechpartner: Christoh Linder

Ellendt & Herold
Unternehmensberatung
Sandgasse 54
D-63739 Aschaffenburg
Tel: (06021) 58 48 01

e-mail: mherold@ellendtundherold.com

Ihr Ansprechpartner: Matthias Herold

Müller BBM GmbH

Robert-Koch-Str. 11
D-82152 Planegg
Tel: (089) 85602-358

e-mail: t.nuerrenbach@muellerbbm.de

Ihr Ansprechpartner: Till Nürrenbach



ELLENDT & HEROLD / **MÜLLER-BBM** /
Unternehmensberatung



1 Prognosemodelle zur Entwicklung des Kunststoffabfallaufkommens bis zum Jahr 2010 (Hochrechnungen)

1.1 Anmerkungen zur Entwicklung der Prognosemodelle

Die Hochrechnungen der Kunststoffabfallmengen beziehen sich nur auf die Post Consumer-Abfallmengen. Verarbeitungs- und Produktionsabfälle werden in die Hochrechnungen nicht miteinbezogen. Ein Anstieg im Bereich der Produktions- und Verarbeitungsabfälle ist nicht zu erwarten. Grund hierfür ist, dass durch kontinuierliche Verbesserung der Verarbeitungsprozesse die Abfall- und Ausschussmengen deutlich gesenkt werden, so dass trotz steigender Produktion die Gesamtabfallmenge konstant bleibt.

Die in dieser Studie entwickelten Prognosemodelle zur Berechnung der zukünftigen Kunststoffabfallmengen sind – wie jede Prognose – ein vereinfachtes Abbild der Realität, um darauf basierend die Entwicklung der Kunststoffabfallmengen zu skizzieren. Für die Prognosemodelle werden jeweils unterschiedliche Annahmen zur Entwicklung der Kunststoffabfallmengen bis zum Jahr 2010 getroffen. Dabei sind für alle drei Modelle folgende, grundlegende Bedingungen maßgebend.

Die Inputmengen von Kunststoffen zur Verarbeitung in den einzelnen Einsatzbereichen korrelieren – wie auch in den Mengenbilanzen und Analysen der letzten Jahre deutlich erkennbar – nicht unmittelbar mit den Kunststoffabfallmengen des jeweiligen Jahres. Entsprechend der Verweildauer der Kunststoffe in den jeweiligen Produkten/ Anwendungen fallen diese früher oder später als Rückstandsmenge und potentiell als Abfall an. Produktlebenszyklen können nach Einsatzbereichen zwar grob festgelegt werden, die Zeitspanne vom Input bis zum Anfall als Abfall fällt dennoch unterschiedlich aus. Über den tatsächlichen Anfall dieser Kunststoffprodukte als Abfallmengen lassen sich aus diesem Grund schwer Aussagen treffen. Aus diesem Grund konnten alle nur auf dem Weg über den Produktlebenszyklus ermittelten Mengenprognosen keine zutreffenden Größenordnungen darstellen. Dies zeigt sich bspw. in der Kunststoffabfallprognose nach dem ARGUS-Modell.¹

- Auch wenn man annimmt, dass die Kunststoffabfallmengen in Zukunft stärker als in der Vergangenheit durch den Rückfluss von langlebigen Produkten ansteigen werden, so bedeutet dies auch in Zukunft, dass die Entwicklung der Verbrauchs- und Abfallmengen nur in einem begrenzten Maß miteinander korrelieren. Demnach wächst auch weiterhin jährlich die Menge der in Gebrauch befindlichen Kunststoffe stärker, als die nach einem unterschiedlich lange andauernden Produktlebenszyklus als Abfall anfallenden Mengen (sogenannter „Pipeline-Effekt“).

¹ Diese Methodik ist an ARGUS angelehnt. Detaillierte Beschreibung in: „Recycling von Kunststoffen – Eine ökonomische und ökologische Betrachtung des Recyclings von Kunststoffabfällen aus langlebigen Gebrauchsgütern der Branchen Automobil- und Elektroindustrie“ (Abfallwirtschaft in Forschung und Praxis, Band 86), Berlin 1996, S. 101-114.

Für die Entwicklung der Kunststoffabfallmengen bis zum Jahr 2010 werden drei Varianten nach unterschiedlichen Modellen berechnet:

Modell 1:**Lineares Wachstum der Kunststoffabfallmengen**

Dieses Modell geht von einem linearen Wachstum der Kunststoffabfallmengen von durchschnittlich 3,5 % p.a. aus. Dies entspricht einer linearen Fortführung und Entwicklung der Abfallmengen der vergangenen Jahre.

Modell 2:**Lineares Wachstum plus Sondereffekte**

In diesem Modell wird neben dem kontinuierlichen Anstieg der Kunststoffabfallmengen um durchschnittlich 3,5 % p.a. mit einem zusätzlichen Wachstum der Abfallmengen durch Rückfluss langlebiger Kunststoffprodukte gerechnet. Diese stammen aus einzelnen Einsatzbereichen, die entweder durch Auswirkungen einer entsprechenden Verordnungslage (z.B. Inkrafttreten Elektroschrottverordnung) oder aber überdurchschnittlich über dem angenommenen Rücklauf beeinflusst werden (z.B. starker Anstieg des PET-Verbrauchs, Sondereffekte in einzelnen Einsatzbereichen).

Modell 3:**Inputbasierte Entwicklung der Kunststoffabfallmengen**

Dieses orientiert sich an den Annahmen und Berechnungen der Arbeitsgruppe ARGUS², die davon ausgeht, dass sowohl kurz- als auch langlebige Kunststoffprodukte grundsätzlich nach dem Ende ihres Produktlebenszyklus als Abfall zur Entsorgung anfallen und dass darüber hinaus in zunehmendem Maße langlebige Kunststoffprodukte aus dem Zeitraum der 70er bis 90er Jahre als Abfall anfallen. Bei steigendem Kunststoffverbrauch wird das Abfallaufkommen damit wesentlich stärker ansteigen.

Bewertung:

Mit Hilfe dieser Annahmen ist es möglich, drei unterschiedliche Varianten der Entwicklung der Kunststoffabfallmengen zu berechnen.

Diese unterschiedlichen Prognosemodelle sollen Einflussfaktoren auf die Entwicklung der Abfallmengen darstellen. Die Werte stellen somit ein Mengengerüst als ein (theoretisches) Abbild der zukünftigen Abfallmengen dar. Die tatsächlich in den nächsten 5-10 Jahren anfallenden Kunststoffabfallmengen werden in unseren Augen dicht an den errechneten Werten von Prognosemodell 2 liegen. Nachfolgend werden die Prognoseszenarien und ihre Mengen näher erläutert.

² Diese Methodik ist an ARGUS angelehnt. Detaillierte Beschreibung in: „Recycling von Kunststoffen – Eine ökonomische und ökologische Betrachtung des Recyclings von Kunststoffabfällen aus langlebigen Gebrauchsgütern der Branchen Automobil- und Elektroindustrie“ (Abfallwirtschaft in Forschung und Praxis, Band 86), Berlin 1996, S. 101-114.

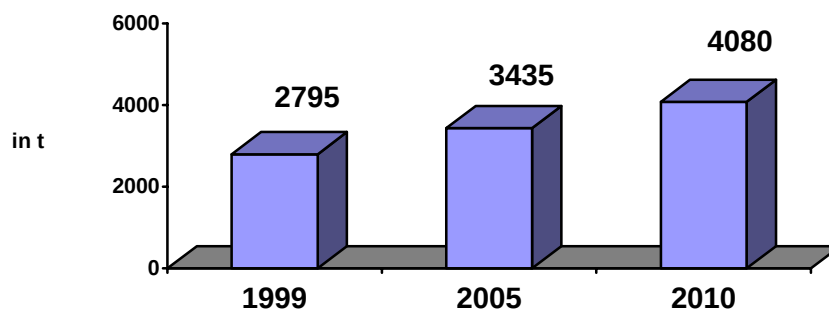
1.2 Modell 1: Lineares Wachstum der Kunststoffabfallmengen um durchschnittlich 3,5 % p.a.

In den nächsten fünf bis zehn Jahren ist weiterhin sowohl von einem Anstieg der Kunststoffproduktion, der Verarbeitungsmenge als auch von einem Anstieg des Kunststoffverbrauchs auszugehen. Die Steigerung wird hier im Durchschnitt bei ca. 5% liegen. Sie variiert jedoch zwischen den einzelnen Kunststoffarten von 2% bis ca. 15% (wie z.B. PET) erheblich.³

In diesem Prognosemodell wird mit einem jährlichen Anstieg der Kunststoffabfallmenge von ca. 3,5 % gerechnet. Diese Differenz entspricht vornehmlich der historischen Erfahrung, dass der Abfallaufkommenszuwachs gegenüber dem Zuwachs der Kunststoffproduktion grundsätzlich etwas geringer ausfällt. Von einem wesentlichen Anstieg der Kunststoffabfallmengen durch Rücklauf langlebiger Kunststoffprodukte aus dem Rückstandsaufkommen wird in diesem Modell nicht ausgegangen.

Eine Differenzierung bei der Entwicklung der Mengen wird bei den einzelnen Anfallorten von Kunststoffabfallmengen vorgenommen. Während im Gewerbe ein höherer Anstieg der Abfallmengen prognostiziert wird (+ 4,5 % p.a.), fällt der Anstieg bei den Abfallmengen aus privaten Haushalten (Restmüll Haushalte, Sperrmüll, DSD: + 2-2,5 % p.a.) geringer aus.

Damit ergeben sich folgende Kunststoffabfallmenge für die Jahre 2005 und 2010:



³ Angaben VKE: Wirtschaftsdaten und Grafiken zu Kunststoffen.

1.3 Modell 2: Lineares Wachstum unter Einbeziehung von Sondereffekten

In diesem Modell wird neben dem kontinuierlichen Wachstum der Kunststoffabfallmengen von ca. 3,5 % mit einem zusätzlichen Anstieg der Kunststoffabfallmengen durch den Rückfluss langlebiger Produkte aus den unterschiedlichen Einsatzbereichen gerechnet.

Mit den größten, zusätzlichen Kunststoffabfallmengen wird bei Automobil- und Elektro-/Elektronik gerechnet, außerdem wird mit einem extremen Anstieg des PET-Anteils im Verpackungsbereich gerechnet.

Die in diesem Modell durch Sondereffekte zusätzlich entstehenden Mengen sind nicht als einmalige Effekte im Jahr 2010 anzusehen, sondern sind als Dauereffekt in den nächsten Jahren zu betrachten.

Bemerkungen zur Entwicklung der Mengen aus den Sondereffekten

Von einer Auflösung des „Pipeline-Effektes“ kann bei den nachfolgend beschriebenen Sondereffekten und den daraus resultierenden Mengen insofern gesprochen werden, da langlebige Produkte vermehrt als Abfall anfallen und zu einem höherem Wachstum der Kunststoffabfallmengen führen. Andererseits ist zu beachten, dass sich die bestehende Lücke zwischen In- und Outputmengen durch den höheren Anstieg der Inputmengen weiterhin vergrößert.

Berechnung der Kunststoffabfallmengen aus Elektro-/Elektronikschrott:

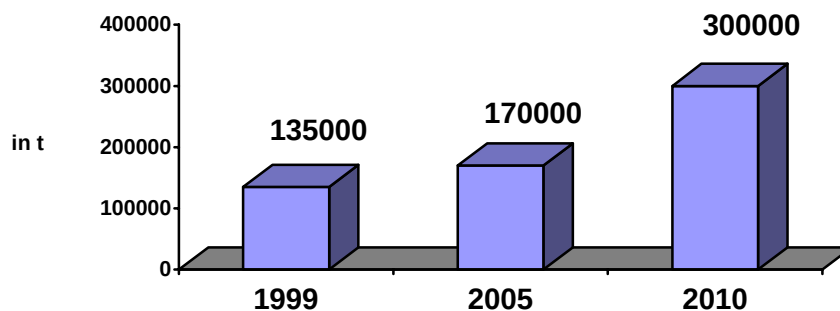
Im Jahr 2000 fallen in der Bundesrepublik ca. 2 Millionen Tonnen Elektro- und Elektronikschrott an.⁴ Voraussichtlich wächst die Menge in Deutschland jährlich um ca. 3,5 - 4 %. Geht man von einer linearen Steigerung des Aufkommens von Elektro-/Elektronikschrott von 3,5% p.a. bis zum Jahr 2010 aus, so wird mit einer Elektro-/Elektronikschrottmenge von ca. 2,9 Millionen Tonnen zu rechnen sein. Der Kunststofffraktionsanteil liegt bei ca. 20%. Demnach ergäbe sich ein potentielles Volumen von 550.000 t Kunststoffen, die durch den Rücklauf dieser Produkte als Abfallmenge anfallen können. Als zusätzliche Abfallmenge aus diesem Volumen – neben der Abfallmenge, die aus dem linearen Anstieg der für 1999 ermittelten Kunststoffabfallmenge aus Elektro-/Elektronikschrott von 3,5 % resultiert – werden ca. 10% angenommen (50.000 t).

⁴ Laut der Elektronikschrottrecyclingstudie des BVSE.

Kunststoffabfallmengen aus dem Automobilbereich:

Der Einsatz von Kunststoffen im Automobilbereich ist in den letzten 10 Jahren angestiegen. Während der Anteil der Kunststofffraktion bei älteren Modellen (deutscher Bauart) bei ca. 5-10 % liegt (ca. 70 kg/PKW), ist dieser Anteil mittlerweile auf 10-15 % gestiegen, so dass man bei ab 1998 hergestellten Modellen von einem Kunststoffanteil zwischen 140 – 150 kg/PKW ausgeht. Damit ergibt sich bis 2010 folgendes potentiell Rückstandsaufkommen aus Kfz:

	Anzahl der Löschungen (in Mio.)	Anzahl der verwerteten Autos (in Mio.)	Kunststoffanteil (in %)	Kunststoffabfallmenge (in t)
1999	3,0	1,5	9%	135.000
2005	3,5	1,7	11%	170.000
2010	4	2	15%	300.000



Angesichts der in der Altautoverordnung festgelegten Verwertungsquoten und aufgrund des Aufbaus eines flächendeckenden Erfassungs-/Rücknahmesystems für Altautos werden sich die Kunststoffmengen im Jahr 2010 gegenüber den für 1999 ausgewiesenen Mengen deutlich erhöhen.

Entwicklung der PET-Mengen bis 2010

Der Anstieg des PET-Verbrauchs wird bis zum Jahr 2010 für Europa mit jährlich ca. 8-10 % beziffert.⁵ Für Deutschland geht man teilweise sogar von einem Wachstum von 15% aus. Grund hierfür ist der wesentlich erhöhte Einsatz von PET bei Mehrweg-/Einweggetränkeflaschen. Aus unserer Sicht wird sich die PET-Verbrauchsmenge bis zum Jahr 2010 auf ca. 350.000 t erhöhen. Diese Mengen werden zu 2/3 Mehrwegsystemen (Flaschen) zugerechnet, 1/3 der Mengen fällt als Einwegflaschen an und wird vornehmlich bei den privaten Haushalten als Abfall anfallen.

Kunststoffabfallmengen aus dem Baubereich:

Die lange Produktlebensdauer der im Baubereich eingesetzten Kunststoffe wirkt sich wesentlich auf die Rücklaufquoten der Kunststoffabfallströme in diesem Bereich aus. Der Kunststoffverbrauch in Produkten des Baubereichs ist seit den 80er Jahren stark angestiegen, bisher sind die Rücklaufquoten dieser Mengen im Vergleich dazu sehr gering. Bei einer Produktlebensdauer von 30-50 Jahren ist theoretisch anzunehmen, dass die ab Mitte der 50er Jahre eingesetzten Kunststoffmengen als Abfall anfallen werden. Die Inputmenge an Kunststoffen (v.a. bei Rohren, Formstücken, Dachrinnen) liegt bei ca. 1.000.000 t.⁶ Auch bei diesem Mengen wird davon ausgegangen, dass die Mengen aus diesem Volumen nur sukzessive als Abfall anfallen. Die in das Prognosemodell zusätzlich einfließende Menge aus dem Baubereich wurde mit 75.000 t beziffert, entspricht somit auch weniger als 10 % der Inputmengen.

Kunststoffabfallmengen aus dem Bereich Garten- und Landwirtschaft

Durch überproportionalen Anstieg des Verbrauchs von Folien in Gewerbebetrieben (Landwirtschaftsfolien, Foliengewächshäuser, teilweise Gewächshausbau) wird zu einem zusätzlichen Anstieg der Abfallmenge um weitere 20.000 t führen.

⁵ Angaben aus: "European Chemical News", 17. Juli 2000, S. 12 sowie „Modern Plastics“, 1. Februar 2000, S. 53 f..

⁶ Angaben AgPU, Quelle Statistisches Bundesamt.

Kunststoffabfallmengen aus dem Einsatzbereich Möbel

Aus dem Einsatzbereich Möbel wird durch Rücklauf von Produkten nach langer Verweildauer mit zusätzlichen 15.000 t gerechnet. Ähnlich wie im Baubereich ist auch hier nur mit einer geringen Auflösung des „Pipeline-Effektes“ zu rechnen.

Kunststoffabfallmengen aus dem Einsatzbereich Haushaltswaren

Aus dem Einsatzbereich Haushaltswaren wird ebenfalls durch den Rücklauf von Produkten nach langer Verweildauer vor allem aus den privaten Haushalten mit zusätzlichen 20.000 t gerechnet.

Sonstige zusätzliche Abfallmengen

Durch nicht näher zu klassifizierende Sondereffekte wird mit einem Rücklauf einer zusätzlichen Abfallmengen von ca. 30.000 t aus dem Gewerbe gerechnet.

Überblick Zusammensetzung der Abfallmenge 2010 nach Prognosemodell 2

Einzelmen- gen des Prognose- modells 2	Einsatzbereich	Erklärungen zu den anfallenden Abfall- mengen
4.080.000 t	Basismenge aus Modell 1	Lineare Steigerung der Kunststoffabfall- menge um ca. 3,5 % p.a.
50.000 t	Elektro- /Elektronikschrott	Zusätzliche Kunststoffmengen aus Rücklauf von E+E-Schrott
~ 100.000 t	Kfz/Altautos	Zusätzliche Mengen durch Verwertung von Altautos
350.000 t	PET	Extremer Anstieg des PET-Verbrauchs im Verpackungsbereich
75.000 t	Bau	Zusätzliche Abfallmenge durch Ansteigen des Rücklaufs langlebiger Produkte aus dem Baubereich.
20.000 t	Garten- und Landwirt- schaft	Zusätzliche Abfallmengen durch Anstieg des Kunststoffeinsatzes und –verbrauchs (v.a. Folien)
20.000 t	Haushaltswaren	Rücklauf von Produkten nach langer Ver- weildauer
15.000 t	Möbel	Rücklauf von Produkten nach langer Ver- weildauer
30.000 t	Sonstige	Sonstige zusätzliche Mengen aus den weite- ren Einsatzbereichen.
4.730.000 t		Gesamtsumme

1.4 Modell 3: Auf dem Kunststoffinput basierende Entwicklung der Kunststoffabfallmengen

Das Abfallaufkommen von Kunststoffprodukten wird durch die unterschiedlichen Lebens- und Verweildauern in den Einsatzbereichen determiniert. Um eine Hochrechnung der Entwicklung der Abfallmengen bis zum Jahr 2010 zu ermöglichen, wird auch bei diesem Modell der Kunststoffverbrauch der Vergangenheit mit berücksichtigt. Folgt man den Annahmen der Arbeitsgruppe ARGUS, so ist die Höhe des Kunststoffverbrauchs und die mittlere Gebrauchsdauer (1-8 Jahre) von Produkten entscheidend für das jährliche Abfallaufkommen. Demnach werden in die Berechnung der Prognose folgende Annahmen mit einbezogen:

- 20 % der Kunststoffprodukte fallen innerhalb eines Jahres als Abfall an,
- 80% aller Kunststoffprodukte sind länger als 1 Jahr in Gebrauch, 65% sogar länger als 8 Jahre,
- Alle Produkte fallen eines Tages als Abfall an, kein Produkt ist länger als 50 Jahre in Gebrauch.⁷

Wie bereits auch schon in vorherigen Kapiteln erwähnt, fallen im Verpackungsreich die Kunststoffe mit ihrer sehr kurzen Produktlebensdauer unmittelbar als Rückstand/Abfall an – in dem hier berechneten Modell wird davon ausgegangen, dass ca. 27% der verbrauchten Kunststofferzeugnisse kurzlebige Produkte sind.

Ab dem Jahr 2000 werden nach dem Modell von ARGUS die langlebigen Produkte 2/3 des Kunststoffrückstandsaufkommens ausmachen. In der hier aufgestellten Hochrechnung, wird davon ausgegangen, dass der Anteil der langlebigen Produkte an dem Abfallaufkommen zwischen 40% (im Jahr 2005) und 50% (im Jahr 2010) liegt.

⁷ARGUS, S. 102.

Gesamtüberblick Kunststoffmengen aus den drei Prognosemodellen (in t):

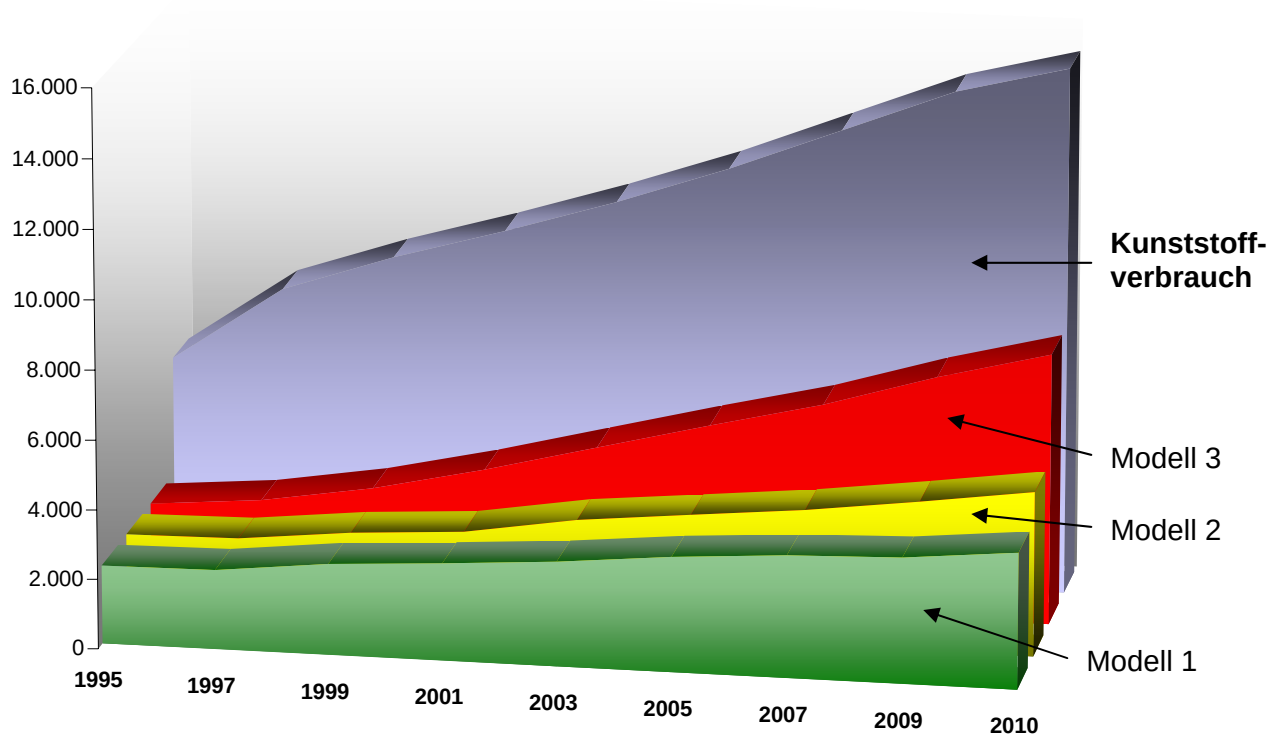
Jahr	tatsächlicher Kunststoff-Inlandsverbrauch	Abfallmengen		
1994	5.655.000	2.240.000		
1997	7.830.000	2.280.000		
1999	8.900.000	2.795.000		
		Modell 1	Modell 2	Modell , ARGUS'
2005 (Hochrechnungen)	11.190.000	3.435.000	3.875.000	5.300.000
2010 (Hochrechnungen)	15.200.000	4.080.000	4.730.000	7.800.000

Aus Gründen der Vergleichbarkeit der Daten ist zu den erhobenen Kunststoffabfallmengen von 1995-1999 folgendes anzumerken:

Die Gesamtsumme der Post Consumer-Abfälle von 1994 und 1997 sind mit dem Ergebnis von 1999 nur bedingt vergleichbar. Nicht einbezogen wurden 1994 und 1997 die Mengen folgender Anfallorte:

- o Wertstoffsammlung der öffentlich rechtlichen Entsorgungsträger (1999: ca. 85 kt)
- o Elektro-/Elektronikschrottsammlungen der öffentlich rechtlichen Entsorgungsträger (1999: ca. 55 kt)
- o Shredderleichtfraktion
- o 1994 wurden 40 kt DSD-Mengen nicht berücksichtigt. Dies waren Mengen von ReCarton und Interseroh (als Garantiegeber von DSD) sowie teilweise von Verarbeiterinitiativen
- o Nur teilweise Erfassung der Verarbeiter-/Verbandsinitiativen durch Angaben der Verwerter.
- o Kunststoffabfälle in den Sortierresten des Dualen Systems.

Gesamtüberblick Kunststoffmengen (t) – Entwicklung der Kunststoffabfallmengen
(Hochrechnungen ab 2000)



- Modell 1:** Kontinuierliches Wachstum der Kunststoffabfallmengen um 3,5 % p.a.
- Modell 2:** Kontinuierliches Wachstum der Kunststoffabfallmengen von 3,5 % p.a. und zusätzlicher Rücklauf von langlebigen Produkten als Abfall
- Modell 3:** Berechnung der Kunststoffabfallmengen unter Berücksichtigung des Verbrauchs (Anfall kurz- und langlebiger Kunststofferzeugnisse)

UFOPLAN- Vorhaben

„Verwertungspotentiale von Kunststoffabfällen (Nicht-Verpackungen) aus Gewerbe und Privathaushalten“

FKZ 200 33 327

Teilbericht 3

Verwertungsoptionen und Begründung der Auswahl der in Teilbericht 4 zu untersuchenden Kunststofffraktionen

erstellt für:

Umweltbundesamt

&

VKE

Postfach 330022

Karlstraße 21

14191 Berlin

60329 Frankfurt/Main

von:

CONSULTIC

Ellendt & Herold

Müller BBM GmbH

Marketing & Industrieberatung GmbH

Unternehmensberatung

Babenhäuser Str. 50

Sandgasse 54

Robert-Koch-Str. 11

D-63762 Großostheim

D-63739 Aschaffenburg

D-82152 Planegg

Tel: (06026) 97 41-0

Tel: (06021) 58 48 01

Tel: (089) 85602-358

Fax: (06026) 97 41- 41

e-mail: christoph.lindner@consultic.de

e-mail: mherold@ellendtundherold.com

e-mail: till.nuerrenbach@muellerbbm.de

Ihr Ansprechpartner: Christoph Lindner

Ihr Ansprechpartner: Matthias Herold

Ihr Ansprechpartner: Till Nürrenbach



ELLENDT & HEROLD / MÜLLER-BBM /
Unternehmensberatung

Teilbericht 3

Verwertungsoptionen und Begründung der Auswahl der in der Teilbericht 4 zu untersuchenden Kunststofffraktionen

Ziel des UFOPLAN-Vorhabens „Verwertungspotential von Kunststoffabfällen aus Gewerbe und Privathaushalten“ ist es, die Beseitigung von Kunststoffabfällen (ohne Kunststoffverkaufsverpackungen aus dem Anfallbereich privater Endverbraucher gemäß §3 Verpackungsverordnung) aus dem gewerblichen und privaten Endverbrauch zukünftig auf ein ökologisch vernünftiges und ökonomisch vertretbares Maß einzuschränken und einen möglichst großen Stoffstrom einer Verwertung zuzuführen.

1 Aufkommens- und Verwertungsmengen nach Anfallstellen

In einem ersten Schritt wurden zunächst die Aufkommens- und Verwertungsmengen sowie die Entsorgungswege der Kunststoffabfälle aus gewerblichen und privaten Endverbrauch für den Bezugszeitraum 1999 detailliert ermittelt (vgl. Teilbericht 1). Eine Übersicht ist in der Tabelle 1 gezeigt.

Tabelle 1: Kunststoffabfälle nach Anfallorten

	Anfallorte	Erfasste Kunststoffabfallmengen in kt		
		Insgesamt	Verwertung	Beseitigung
POST CONSUMER	Gewerbeabfälle über private Entsorger	730	328	402
	Restmüll Haushalte	595	0	595
	Gewerbeabfälle, über öffentlich-rechtliche Entsorger	185	0	185
	Sperrmüll Haushalte	135	5	130
	Wertstoffsammlung (öRE)	85	85	0
	Shredderbetriebe	145	33	112
	Interseroh	65	65	0
	Verarbeiterinitiative (u.a. Flaschenkästen)	25	25	0
	Wertstoffsammlung Elektro-/Elektronikschrott (öRE)	55	0	55
	Sonstige Sammel- und Verwertungssysteme für Transportverpackungen	20	20	0
	Verbandsinitiative (u.a. AGPR, Kunststoffrohrverband, Dachbahnen, etc.)	35	35	0
	Gesamt post-consumer ohne DSD	~ 2.100	~ 600	~ 1.500

Aufgrund der oben genannten Ziele werden Kunststoffabfälle, die bereits heute verwertet werden, zunächst nicht weiter betrachtet. Hierzu zählen Kunststoffe, die in der öffentlich-rechtlichen Wertstoffsammlung, bei Interseroh, Verarbeiterinitiativen, Verbandsinitiativen und sonstigen Sammel- und Verwertungssystemen für Transportverpackungen erfasst werden. Bei den genannten Anfallstellen beträgt die Verwertungsquote annähernd 100%. Der überwiegende Teil des Materials wird werkstofflich verwertet.

Der Schwerpunkt der Untersuchung liegt auf den Kunststoffabfällen, die als Gewerbeabfall über private Entsorger, Gewerbeabfall über öffentlich-rechtliche Entsorger, im Restmüll oder Sperrmüll der Haushalte, bei der Wertstoffsammlung für Elektro- und Elektronikschrott sowie

in Shredderbetrieben anfallen und derzeit beseitigt werden. Während die Verwertungsquote bei der Gesamtmenge der Kunststoffabfälle (incl. Produktions- und Verarbeitungsabfälle) annähernd 60% beträgt, liegt die Verwertungsquote bei den genannten Anfallstellen nur bei rund 24%.

Die größten Mengen fallen als Gewerbeabfall über private Entsorger und im Restmüll der Haushalte an. Die Verwertungsquote beträgt bei Gewerbeabfall ca. 45%. Ca. 50 kt werden werkstofflich, ca. 280 kt werden energetisch - primär in zur Verwertung zugelassenen Müllheizkraftwerken - verwertet und ca. 400 kt werden beseitigt.

Der Restmüll aus Haushalten wird ebenso wie der Gewerbeabfall über öffentlich-rechtliche Entsorger und der Sperrmüll aus Haushalten bislang beseitigt. Lediglich eine kleine Menge von 5 kt Sperrmüll wird werkstofflich verwertet. Restmüll aus Haushalten und Gewerbeabfall über öffentlich-rechtliche Entsorger ähneln sich stark in ihrer Zusammensetzung.

Weitere Anfallstellen für Kunststoffe sind die Wertstoffsammlung für Elektro- und Elektronikschrott sowie Shredderbetriebe. Obwohl in der öffentlich-rechtlichen Wertstoffsammlung für Elektro- und Elektronikschrott eine Getrennterfassung stattfindet, konnte kein Verwertungsweg identifiziert werden. Bei den Shredderbetrieben beträgt die Verwertungsquote 23%. Ca. 30 kt werden in Müllheizkraftwerken eingesetzt und ca. 3 kt werden in der SVZ rohstofflich verwertet.

Da es das Ziel der Studie ist, die Beseitigung von Kunststoffabfällen zukünftig einzuschränken und einen möglichst großen Stoffstrom zu verwerten, erfolgt zunächst eine Fokussierung auf die bislang beseitigte Kunststoffabfallmenge, da für die anderen Kunststoffabfälle funktionierende Verwertungswege existieren. Vor dem Hintergrund daraus resultierender neuer Verwertungswege werden im weiteren Verlauf der Studie die heutigen Verwertungswege hinsichtlich ihrer Kompatibilität respektive Synergiepotentiale überprüft. D.h., es wird geprüft, ob und ggf. wie vorhandene Strukturen genutzt oder optimiert werden können.

In folgender Tabelle 2 sind die für die Untersuchung besonders relevanten Anfallorte und ihre Zusammensetzung nach Kunststoffarten aufgeführt.

Tabelle 2: Kunststoffabfälle nach Anfallorten und Kunststoffarten

Anfallort:	Beseitigung in kt	davon:											
		PE-LD	PE-HD	PP	PS	EPS	PVC	Styrol Copol.	PMMA	PA	Sonst. Th.pl.	PUR	Sonst. KU
Gewerbeabfälle über private Entsorger:	402	44	74	38	49	1	87	9	6	6	6	26	56
Sperrmüll HH	130	15	16	15	7	0	14	0	0	1	5	38	18
Gewerbeabfälle über öffentlich-rechtliche Entsorger	185	59	26	29	12	1	33	5	1	2	6	2	9
Restmüll HH	595	189	83	93	40	3	107	15	5	7	18	8	28
Wertstoffsammlung E+E	55	5	2	7	10	0	8	4	0	5	7	3	5
Shredderbetriebe	112	2	3	28	1	0	9	9	2	14	13	15	17

2 Verwertungsmöglichkeiten entsprechend der Qualitäten

Im Rahmen der Planung des Vorhabens wurden drei Abfall-Qualitätsstufen definiert:

- Saubere und verschmutzte sortenreine Kunststoffe

- Saubere und verschmutzte vermischte Kunststoffe, Materialverbunde (i.d.R. Verpackungen)
- Kunststoffe mit Störstoffen

Eine werkstoffliche Verwertung ist primär bei sortenreinen Kunststoffen zu präferieren. Die Nutzung in der SVZ (Vergasung), als Reduktionsmittel (Hochofen) und als Sekundärbrennstoff ist bei Abfällen aller Qualitätsstufen möglich soweit bei den in die genannten Verfahren eingesetzten Verwertungsprodukten die Einhaltung der erforderlichen Spezifikationen¹, ggf. durch eine entsprechende Aufbereitung, gewährleistet ist.

Die Fraktion der sortenreinen Kunststoffe wird i.d.R. heute zum Zwecke der werkstofflichen Verwertung erfasst. Die bislang beseitigten Kunststoffabfälle sind i.d.R. vermischte Kunststoffe, Materialverbunde (i.d.R. Verpackungen) oder Kunststoffe mit Störstoffen.

Tabelle 3: Zuordnung von derzeit beseitigten Kunststoffabfällen zu Verwertungsverfahren gemäß Anfallorten und Qualitäten

Verwertungsmöglichkeiten entsprechend der Qualitäten (in Tonnen)	1. werkstoffliche Verwertung (Priorität) 2. Auch nutzbar für SVZ (Vergasung) Reduktionsmittel (Hochofen) und Sekundärbrennstoff	1. werkstoffliche Verwertung mit hohem Sortieraufwand 2. SVZ (Vergasung) 3. Reduktionsmittel (Hochofen) 4. Sekundärbrennstoff	1. SVZ 2. Sekundärbrennstoff 3. Müllheizkraftwerk
Anfallorte/Qualitäten	Saubere und verschmutzte <u>sortenreine</u> Kunststoffe	Saubere und verschmutzte <u>vermischte</u> Kunststoffe, Materialverbunde (i.d.R. Verpackungen)	Kunststoffe mit Störstoffen
Restmüll Haushalte, inkl. Geschäftsmüll		541.800	53.200
Sperrmüll Haushalte		129.500	500
Gewerbeabfälle über öffentlich-rechtliche Entsorger		175.700	9.300
öffentlich rechtliche Wertstoffsammlung/Haushalte (E-Schrott)			55.000
Gewerbeabfälle über private Entsorger	14.000	322.000	66.000
Shredderbetrieb			112.000

¹ Z.B. Agglomeratgröße, Chlor-Gehalt, Schwermetallgehalt, etc.

3 Fokussierung auf bestimmte Produktbereiche

Aufgrund der Zielstellung der Untersuchung, den Nicht-Verpackungsbereich zu untersuchen, wurde auf der Basis vorliegender Untersuchungen bei Abfällen aus dem Gewerbe eine Fokussierung auf folgende Produktbereiche vorgenommen:

- Bau,
- Altkraftfahrzeuge,
- Elektrotechnik/Elektronik,
- Garten-, Land-, Forstwirtschaft.

4 Identifizierung von (produktspezifischen) Fraktionen zur Verwertung

Allgemeine Randbedingungen, unter denen dieser Bearbeitungsschritt durchgeführt wurde, sind in Abbildung A 6 (Anhang) zusammengestellt.

Ausgangspunkt der Betrachtung sind die derzeit beseitigten Kunststoffabfälle. Die „leicht“ verwertbaren Abfälle werden schon in Einzel- oder Branchenlösungen² einer Verwertung zugeführt. Sie sind daher für die Ermittlung zusätzlicher Verwertungspotentiale erst in zweiter Linie (im Sinne einer Optimierung) interessant und werden an dieser Stelle nicht weiter betrachtet.

Ein Teil der derzeit beseitigten Kunststoff-Abfälle sind Fehlwürfe, schwer identifizierbare Abfälle, nicht verwertbare Abfälle oder Abfälle in geringen Mengen, die auch mit ausgeklügelter Erfassung kaum zu erreichen sind. Insgesamt heißt das für diese Kunststoff-Abfälle, dass zusätzliche Verwertungspotentiale in der Realität eher rar sind.

Für andere derzeit beseitigte KS-Abfälle scheint es aber, dass zwar die technischen Voraussetzungen und auch die Mengen aber noch keine Konzepte zur Verwertung vorhanden sind (z.B. KS im Restmüll HH oder im Sperrmüll). Hier können sich eher Potentiale für die Verwertung zusätzlicher Mengen ergeben.

Da im Rahmen dieser Untersuchung nur nach den 6 genannten, übergeordneten Anfallorten unterschieden werden kann, kann keine Aussage für den Einzelfall abgeleitet werden, inwieweit z.B. ausreichende Mengen zur Verfügung stehen oder ob die Abfallqualität für eine bestimmte Verwertung ausreichend ist. Es ist zu bedenken, dass die möglichen Verwertungsoptionen immer von der Erfassung und der nachgeschalteten Sortier-/Aufbereitungstechnik abhängen (Abbildung A 7, Abbildung A 8 im Anhang).

Bei den in der Folge beschriebenen Möglichkeiten wurde beachtet, dass die Vorsortierung durch den gewerblichen oder privaten Endverbraucher in der Erfassung nur nach bestimmten

² z.B. Verwertung von Bodenbelägen, Fenstern, Flaschenkästen

Kriterien und daher nur in einem bestimmten Rahmen möglich ist. So wird z.B. eine Sortierung nach dem Kriterium „KS-Art“ an dieser Stelle nicht durchführbar sein. Eine (Vor)Sortierung nach KS-Arten kann aber u.U. indirekt erreicht werden, wenn nach dem Kriterium „Produkt-Art“ (z.B. KS-Rohre) sortiert wird und die Produkt-Art (nahezu) ausschließlich aus bestimmten KS-Arten besteht (beim Beispiel KS-Rohre: PE und PVC).

Voraussetzung einer **werkstofflichen Verwertung** ist die möglichst sortenreine Erfassung und/oder Sortierung der Kunststoffe. Daher ist es notwendig aus der Gesamtmenge der bislang beseitigten Kunststoffabfälle je Anfallstelle Teilmengen zu identifizieren, für die eine werkstoffliche Verwertung technisch möglich und sinnvoll ist.

Für eine möglichst sortenreine Erfassung werden Produkte identifiziert, für die aufgrund ihrer Menge und/oder physikalischer Eigenschaften eine Getrennterfassung möglich ist, bzw. möglich erscheint und die eine gewisse Korrelation zu bestimmten KS-Arten aufweisen. Durch die getrennte Erfassung solcher Produkte findet eine Vorsortierung nach KS-Arten statt. Diese Produktidentifikation geschieht auf der Basis der Abbildung A 1 bis Abbildung A 5 sowie Tabelle A 1 (vgl. Anhang).

Für diese Produktfraktionen werden mögliche Prozessabfolgen (gem. Stand der Technik und Technik der "nahen Zukunft") entworfen, die dahingehend beurteilt werden, inwieweit es mit ihnen möglich sein könnte, die betrachteten Abfallfraktionen so aufzubereiten, dass die erforderlichen Spezifikationen erreichbar sind. Neben dieser rein technischen Sicht gehen auch Erfahrungen der Auftragnehmer ein, die eine ungefähre ökologische und ökonomische Beurteilung ermöglichen, inwieweit eine Option für eine weitere Berücksichtigung offensichtlich nicht relevant ist.

Folgende Fraktionen wurden für eine werkstoffliche Verwertung prinzipiell als geeignet angesehen und gehen in eine weitere Auswahl ein, wobei davon ausgegangen wird, dass für die Rezyklate auch ein Markt existiert (wie groß diese Märkte tatsächlich sind, muss noch abgeschätzt werden):

- 1 Rohre aus Sperrmüll / Gewerbe
separate Erfassung (z.B. Wertstoffhof),
Trennung von PVC und PE/PP nach Farbe/spez. Gewicht, Regranulierung
-> PO-Paletten, drucklose PVC-Rohre
- 2 Matratzen und Polster aus Sperrmüll
separate Erfassung (z.B. Wertstoffhof) bzw.
nachträglich abtrennen (als große Produkte identifizierbar), Entfernen Textilien, Flockung,
Trennung PUR, Flockenverbund
->Teppichrücken
- 3 Folien aus Landwirtschaft³
separate Erfassung,
Zerkleinern, Aufbereitung zu PE-Regranulat
-> Rohre

³ Es ist nach Folientyp (Ernteverfrühungsfolien, Silofolie,...) zu unterscheiden, weil unterschiedliche Materialien in unterschiedlichen Stärken zum Einsatz kommen und je nach Anwendung sehr

- 4 Nicht bromierte KS-Gehäuseteile⁴ aus E&E-Bereich
Demontage, NIR-Identifikation von PP und/oder PS, Regranulieren
-> PP/PS-Formteile
- 5 PUR-Sitzpolster aus Alautos
Demontage, Vermahlung
-> Füllstoff in PUR-Herstellung
- 6 Baufolien
separate Erfassung,
PE-Sortierung, Zerkleinern, Regranulieren
-> Rohre
- 7 Kabelabfälle
separate Erfassung,
Zerkleinern, Quellen oder Lösen⁵/ Metallabtrennung, PVC-Aufbereitung (LM-Abtrennung)
-> Kabelummantelung, Rohre

Prinzipiell könnten natürlich auch noch andere Produkt-Fractionen betrachtet werden. Z.B. könnten Hohlkörper getrennt erfasst werden, wodurch schon eine recht gute Vorsortierung nach PE/PP und PS stattfinden würde. Ausschlusskriterium in diesem Fall war, dass hier das Problem der Restentleerung (z.B. Farbeimer) und der Kontamination auftreten kann. Andere Produkt-Fractionen wie Spielzeug, Einrichtungsgegenstände, etc. schieden aufgrund der geringen Mengen oder der zu uneinheitlichen Zusammensetzung (viele verschiedene KS-Arten) aus.

Vorstellbar ist aber auch die nachträglich Sortierung von vermischt erfassten Kunststoffabfällen mit dem Ziel der werkstofflichen Verwertung. Als mögliche Optionen werden angesehen

- 8 KS insgesamt aus Restmüll HH
in DSD erfassen,
materialspezifische Sortierung mit NIR, Aufbereitung zu PE-, PP-, PVC- und PS-Regranulaten, Rest in MVA.
-> PO-Paletten, drucklose PVC-Rohre, PS-Blumentöpfe

unterschiedliche Verschmutzungsgrade und UV-Belastungen auftreten, die eine werkstoffliche Verwertung einschränken können. Regional begrenzt gibt es werkstoffliche Verwertung spezieller Agrarfolien.

⁴ Identifikation von nicht bromierten Teilen ist nicht Stand der Technik. Derzeit nur händisch in Pilotprojekt.

⁵ Im Hinblick auf die Gewinnung von in Kunststoffanwendungen verwertbaren Produkten kann eine mechanische Trennung von KS und Metallen nicht vorgenommen werden, weil dabei zu hohe Metallanteile in die KS-Fraktion gelangen. Quell-Verfahren läuft im Pilotbetrieb für Produktionsabfälle, ist aber nicht Stand der Technik für Abfälle nach Gebrauch (wegen uneinheitlicher Spezifikation bzgl. PVC-Sorte und Additiven). Probleme können auch PCB in alten Kabelummantelungen machen. Löseverfahren ebenfalls im Pilotbetrieb mit spezifiziertem Input.

- 9 KS insgesamt aus Sperrmüll und Gewerbe über priv. Entsorger als KS-Fraktion (extra Sammelbehälter) separat erfassen, Shredder, Windsichten, Schwimm/Sink-Trennung, evtl. E-Statik-Trennung, Regranulierung der PE/PP-Fraktion und der PVC-Fraktion, Rest in MVA.
-> PO-Paletten, drucklose PVC-Rohre

Auch hier kann das o.g. Problem der Kontamination bzw. Restanhaftung an Hohlkörpern auftreten. Die Belastungen verteilen sich aber auf eine größere Menge. Es wird daher angenommen, dass hier eher ein Potential für eine werkstoffliche Verwertung besteht als bei einer hohlkörper-spezifischen Erfassung.

Ein geringerer Erfassungs- und Sortieraufwand ist bei einer **energetischen oder rohstofflichen Verwertung** notwendig. Folgende Möglichkeiten bieten sich an:

- 10 KS insgesamt aus Restmüll HH
in DSD erfassen,
Abtrennung in MK, ggf. Aufbereitung/Agglomeration
Verwertung in SVZ, Hochofen, Zementofen, Kraftwerk, MVA
- 11 KS insgesamt aus Sperrmüll
getrennt erfassen (extra Sammelbehälter bei Bringsystemen⁶),
Zerkleinern, ggf. Aufbereitung/Agglomeration
Verwertung in SVZ, Hochofen, Zementofen, Kraftwerk, MVA
- 12 KS insgesamt aus gewerblichen KS-Abfällen über private Entsorger
Zerkleinern,
Getrennte Erfassung
ggf. Aufbereitung/Agglomeration, Verwertung in SVZ, Hochofen, Zementofen, Kraftwerk, MVA
- 13 Dito für KS insgesamt aus öffentlich-rechtlicher E&E-Wertstoffsammlung⁷
- 14 KS insgesamt aus Shredderbetrieben (SLF)
ggf. heizwertreiche Fraktion abtrennen, Aufbereitung/Agglomeration
Verwertung in SVZ, Hochofen, Zementofen, Kraftwerk, MVA

Die Erfassung von produktspezifischen Fraktionen macht bei diesen Verfahren wenig Sinn. Eher wäre noch denkbar, dass u.U. verschiedene Produkte ausgeschlossen werden müssen, um bestimmte Spezifikationen zu erreichen. Dieser Ansatz kann jedoch in dieser Untersuchung nicht verfolgt werden.

Getrennt nach Anfallorten bzw. für die einzelnen Produkte ergeben sich folgende Mengen (Tabelle 4):

⁶ Z.B. Wertstoffhof, Anteil derzeit kleiner 25%

⁷ Derzeit ist nur der Einsatz in MVA realisiert. Eine Aufbereitung für die rohstoffliche/energetische Verwertung ist technisch prinzipiell möglich. Das ist aber vorhersehbar mit hohem ökonomischen Aufwand verbunden. E&E-Schrott ist sehr uneinheitlich was gesammelte Geräte und beteiligte KS-Arten angeht. Spezifikation ist im Einzelfall zu prüfen (Probleme können z.B. nicht bekannte Flammenschutzmittel importierter Geräte machen).

Tabelle 4: Kunststoffabfallfraktionen differenziert nach Anfallort und Kunststoffart

Anfallort	derzeit beseitigt (kt)	Fraktion	Kunststoffart											
			PE-LD	PE-HD	PP	PS	EPS	PVC	Styrol Copol.	PMMA	PA	Sonst. Th.pl.	PUR	Sonst. KU
Restmüll Haushalte und HM-ähnliche Gewerbeabfälle	595+185	KS insgesamt	248,04	108,42	121,68	52,26	3,9	139,62	20,28	6,24	9,36	23,4	10,14	36,66
Sperrmüll Haushalte	130	KS insgesamt	15,34	15,73	14,82	7,41	0	13,91	0,13	0,39	0,78	5,2	38,48	18,07
	4,5	Rohre		1,5				3						
	30	Matratzen											30	
	95,5	sonst. KU Produkte	15,34	14,23	14,82	7,41	0	10,91	0,13	0,39	0,78	5,2	8,48	18,07
Gewerbeabfälle über private Entsorger	402	KS insgesamt	43,5	74,4	38,1	49,1	1,3	86,4	9	6,1	5,9	6,1	26	56,1
	17	Rohre		5				12						
	35	Agrarfolien	32					3						
	5	Baufolien	3					2						
	11	PUR-Sitze Auto											11	
	15	Kabel						15						
	30	E+E-Gehäuse*			13,5	16,5								
	289	sonst. KU Produkte	8,5	69,4	24,6	32,6	1,3	54,4	9	6,1	5,9	6,1	15	56,1
Shredderbetriebe	112	KS insgesamt	1,7	3,4	28,0	0,8	0,0	8,6	9,0	2,1	14,4	12,7	14,6	16,8
Wertstoffsammlung E+E (ÖRE)	55	KS insgesamt	4,6	1,6	6,9	9,8	0,0	7,6	3,9	0,4	4,9	7,0	3,1	5,1

* Ca. 50% der Abfallmenge E+E Gehäuse sind mit nicht bromierten Flammschutzmitteln ausgerüstet. (entspricht dem nicht bromierten Anteil bei Neuprodukten im Jahre 1990)

Quelle: Erarbeitung von Bewertungsgrundlagen zur Substitution umweltrelevanter Flammschutzmittel; Bericht des UBA 25/01; ISSN 0722-186 X

Die hier beschriebenen Möglichkeiten zur Erhöhung der Verwertungsquote erheben keinen Anspruch auf Vollständigkeit. Sie sind als Beispiele zu verstehen. Es ist durchaus denkbar, dass es andere Optionen gibt, die sich z.B. für Einzelfalllösungen in speziellen Betrieben/ Regionen/ Branchen anbieten.

5 Entsorgungsverfahren

Für die ausgewählten Fraktionen kommen prinzipiell folgende Entsorgungs-Verfahren⁸ in Frage:

- Werkstoffliche Verwertung (Substitution von primären KS, Substitutionsfaktor nahe 1)
- SVZ-Vergasung
- Einsatz im Hochofen
- Einsatz im Kraftwerk
- Einsatz im Zementofen
- Verbrennung in der MVA
- Deponierung

6 Konkret zu untersuchende Entsorgungswege (Kombination aus Fraktion und Entsorgungsverfahren)

Aus den genannten Fraktionen und Verwertungsverfahren ergeben sich rechnerisch 91 Kombinationsmöglichkeiten (vgl. nachstehende Tabelle 5). Einige fallen von vornherein weg, da sie technisch nicht möglich sind (z.B. werkstoffliche Verwertung der KS-Abfälle aus der Shred-derleichtfraktion).

Im Rahmen der Untersuchung musste die Anzahl der zu untersuchenden Kombinationen weiter eingeschränkt werden. Dies geschah unter den Aspekten

- Datenverfügbarkeit,
- Voraussichtliche Übertragbarkeit von berechneten Ergebnissen auf andere Fraktionen,
- Relevanz der Verfahren.

Nach diesen Kriterien werden folgende Verfahren nicht betrachtet: Kraftwerk⁹ und mit einer Ausnahme SVZ (Datenverfügbarkeit), Deponie (zukünftig nicht relevant).

Die Betrachtung einer Verwertung der KS-Abfälle aus der E&E-Wertstoffsammlung (ÖRe) entfällt, da die in Fußnote 7 beschriebenen Randbedingungen eine Verwertung aus derzeitiger Sicht auch für die nähere Zukunft als nicht realistisch erscheinen lassen.

⁸ Unter Entsorgung wird sowohl die Entsorgung zur Beseitigung als auch die Entsorgung zur Verwertung verstanden.

⁹ Die Ergebnisse für die energetische Verwertung im Kraftwerk sind erfahrungsgemäß für einige Wirkungskategorien ähnlich wie für eine energetische Verwertung im Zementofen, soweit der gleiche Primärbrennstoff substituiert wird. Unterschiede können sich bei den emissionsseitigen Kategorien (z.B. Eutrophierungspotential, Versauerungspotential) ergeben.

Auf die Betrachtung der werkstofflichen Verwertung von Baufolien wurde aufgrund der geringen Mengenrelevanz verzichtet.

Für Agrarfolien gibt es funktionierende Systeme zur werkstofflichen Verwertung (vgl. Fußnote 3). Grundsätzlich neue Verwertungswege (die in der vorliegenden Betrachtung aufgezeigt werden sollen) werden nicht gesehen¹⁰. Auf die explizite Betrachtung dieser Fraktion wird daher verzichtet.

Unter einem prospektiven Aspekt werden die (im Pilotbetrieb/Versuch realisierten) werkstofflichen Verwertungsoptionen für Kabel und nicht bromierte E&E-Gehäuse aus Gewerbeabfällen über private Entsorger betrachtet.

Für die dunkler hinterlegten Kombinationen werden ökologische und ökonomische Betrachtungen explizit durchgeführt. Deren Ergebnisse sollten im Rahmen der hier erforderlichen Genauigkeit übertragbar sein auf die heller hinterlegten Kombinationen. Dies ist jedoch in der weiteren Bearbeitung zu prüfen.

Eine werkstoffliche Verwertung ist immer "speziell". D.h., sie erfordert spezielle, auf die Produkt- und KS-Art abgestimmte Prozessfolgen. Die Ergebnisse für eine Fraktion können daher nicht von vornherein auf andere Fraktionen übertragen werden.

Tabelle 5: Übersicht über die betrachteten Entsorgungswege

Anfallort	derzeit beseitigt [kt]	Fraktion	Verwertungs-/Entsorgungsverfahren					
			werk- stofflich	SVZ	Hoch- ofen	Kraft- werk	Zement- ofen	MVA
Restmüll Haushalte	595	KS insgesamt	X*	X	X	X	X	X
HM-ähnliche Gewerbeabfälle	185	KS insgesamt	X*	X	X	X	X	X
Sperrmüll Haushalte								
	130	KS insgesamt	X*	X	X	X	X	X
davon	4,5	Rohre	X	(X)	(X)	(X)	(X)	(X)
	30	Matratzen und Polster	X	(X)	(X)	(X)	(X)	(X)
Gewerbeabfälle über private Entsorger								
	402	KS insgesamt	X*	X	X	X	X	X
davon	17	Rohre	X	(X)	(X)	(X)	(X)	(X)
	35	Agrarfolien	X	(X)	(X)	(X)	(X)	(X)
	5	Baufolien	X	(X)	(X)	(X)	(X)	(X)
	15	Kabel	X	(X)	(X)	(X)	(X)	(X)
	30	E&E-Geh., nicht brom.	X	(X)	(X)	(X)	(X)	(X)
Shredderbetriebe								
	112	KS insgesamt		X	X	X	X	X
davon	11	PUR-Sitze Auto	X	(X)	(X)	(X)	(X)	(X)
Wertstoffsammlung E&E (ÖRe)								
	55	KS insgesamt		X**	X**	X**	X**	X**

X: zunächst als möglich erachtete Optionen

*: evtl. Probleme Restanhaftungen/Kontamination

Auswahl

(X): als Bestandteil der Fraktion KS insgesamt

** : technisch möglich, Spezifikation zu prüfen

aus Auswahl nährungsweise übertragbar

¹⁰ Das heißt nicht, dass sich bei Agrarfolien keine Potentiale für die Erhöhung der Verwertungsmenge vorhanden sein können: In Tabelle 4 werden 35 kt zur Beseitigung ausgewiesen. Bei effizienterer Gestaltung der Erfassungssysteme könnte diese Menge u.U. zugunsten einer Verwertung reduziert werden.

Beispiele zur Übertragbarkeit:

Für KS, insgesamt aus Haushalten werden Ergebnisse konkret für die rohstofflichen und energetischen Verfahren berechnet. Diese Ergebnisse (pro t Abfall) können auf die Fraktionen KS, insgesamt aus Sperrmüll oder Gewerbe übertragen werden, weil die Elementar-Zusammensetzung dieser Fraktionen im Rahmen der Untersuchung als vergleichbar angesehen werden kann. Annahme dabei ist, dass Unterschiede in der Erfassung das Ergebnis nicht vollkommen ändern dürften. Erfahrungsgemäß sind diese Unterschiede in der Erfassung i.d.R. von deutlich geringerer Ergebnisrelevanz gegenüber der Tatsache, dass ein bestimmtes Material in einen Verwertungsprozess eingesetzt wird und dort eine bestimmte Primärressource substituiert. Das gilt zumindest für die energetischen und rohstofflichen Verfahren.

Weiter wird angenommen, dass die Ergebnisse der PE-Rohre zu rohstofflichen und energetischen Verfahren auch für Agrarfolien aus PE (Teilmenge 32 kt, vgl. Tabelle 4) und Baufolien aus PE (Teilmenge 3 kt) gelten, obwohl hier ebenfalls eine andere Erfassung und Aufbereitung stattfindet.

Eine Übertragbarkeit der Ergebnisse (pro t) für Rohre aus Gewerbe auf Rohre aus Sperrmüll wird sogar für das werkstoffliche Recycling angenommen, da beide Male sortenreine Fraktionen (PE und PVC) auf relativ einfache Weise gewonnen werden können.

Bei E&E-Gehäusen (PP) aus Gewerbeabfällen über private Entsorger (Teilmenge 13,5 kt) wird davon ausgegangen, dass die Ergebnisse für die energetischen und rohstofflichen Verfahren aus den Ergebnissen für die PE-Rohre abgeleitet werden können.

Für die Abfälle aus Shredderbetrieben sind erhebliche Unterschiede in der Erfassung und Aufbereitung gegenüber den anderen Anfallorten anzunehmen. Dieser Unterschied wird für alle energetischen und rohstofflichen Verfahren (nahezu) identisch sein. D.h., gegenüber anderen Anfallorten werden die Ergebnisse um jeweils den gleichen Betrag verschoben. Um diesen „Sockelbetrag“ quantitativ zu ermitteln, werden explizite Berechnungen für die Fraktion KS insgesamt durchgeführt.

Die Ergebnisse in den energetischen und rohstofflichen Verfahren für PUR-Matratzen aus Sperrmüll werden mit der obigen Überlegung zum Einfluss der Erfassung als auf PUR-Sitze übertragbar angesehen, soweit sich aus der expliziten Berechnung für die Fraktion KS gesamt nicht doch gravierende Unterschiede aus der speziellen Erfassung beim Shredder ergeben.

Für Kabelabfälle wird aufgrund der speziellen Gegebenheiten und Anforderungen keine Möglichkeit gesehen, Ergebnisse zu rohstofflichen und energetischen Verfahren aus Rechnungen für andere Fraktionen abzuleiten. Für die hier betrachteten Verfahren (SVZ, Hochofen, MVA, Zementofen) scheint die Kabel-Fraktion überhaupt kaum geeignet. Auf eine Abbildung dieser Verfahren muss daher verzichtet werden.

Es ergeben sich 18 explizit zu berechnende Kombinationen, aus denen sich näherungsweise Tendenzen für insgesamt etwa 50 Entsorgungswege ableiten lassen.

Es ist klar, dass man mit dem beschriebenen Vorgehen

- Mengenmäßig nur einen Ausschnitt der KS-Abfälle aus Gewerbe und privaten Haushalten betrachtet.

- Nur orientierende Aussagen zu Verwertungspotentialen ableiten kann (weil nicht auf den Einzelfall übertragbar). Inwieweit diese tatsächlich realisierbar sind, kann im Rahmen dieser Untersuchung nicht beantwortet werden.

ANHANG

Wertstoffsammlung E+E

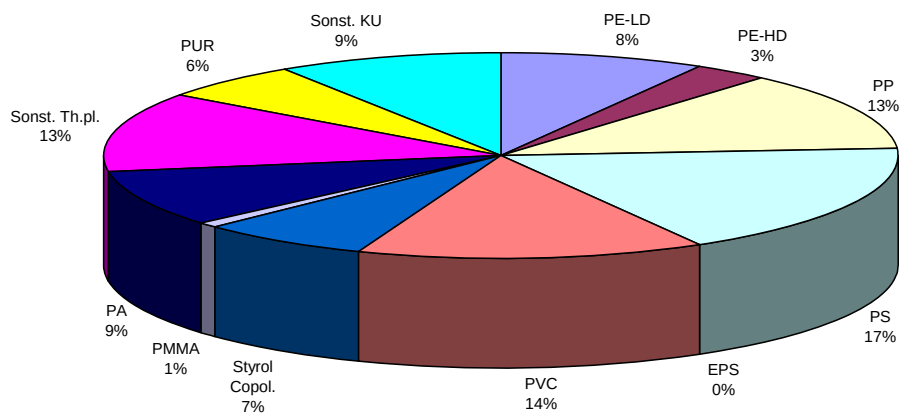


Abbildung A 1: Anteile der KS-Arten bei den beseitigten KS-Abfällen aus E&E

Restmüll HH + hausmüllähnliche Gewerbeabfälle

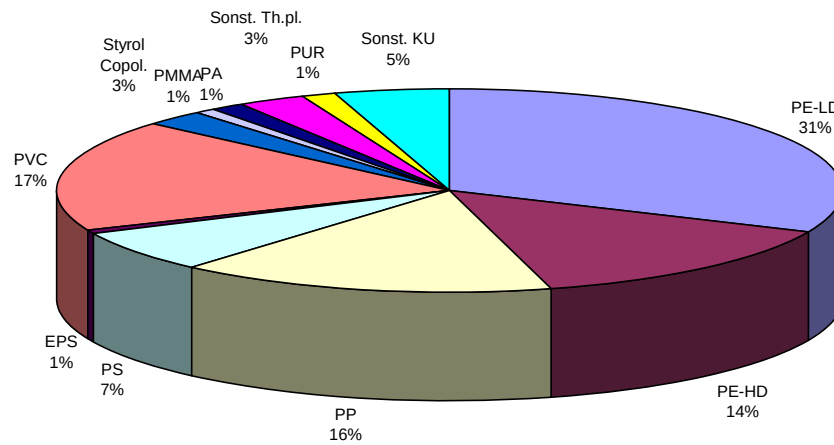


Abbildung A 2: Anteile der KS-Arten bei den im Restmüll (HH und Gewerbe) beseitigten KS-Abfällen

Shredderbetriebe

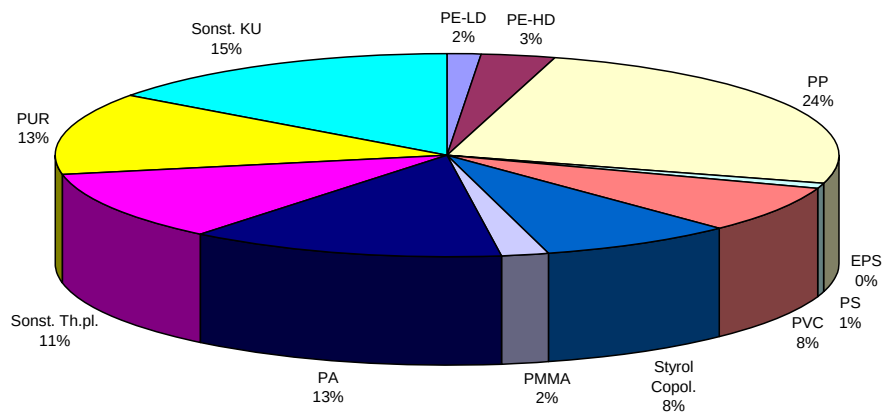


Abbildung A 3: Anteile der KS-Arten bei den beseitigten KS-Abfällen aus Shredderbetrieben

Sperrmüll HH

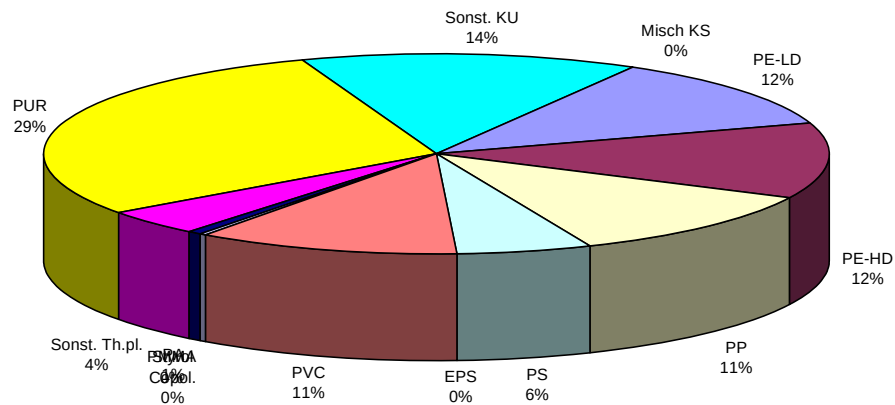


Abbildung A 4: Anteile der KS-Arten bei den beseitigten KS-Abfällen im Sperrmüll HH

Gewerbeabfälle über pr. Entsorger

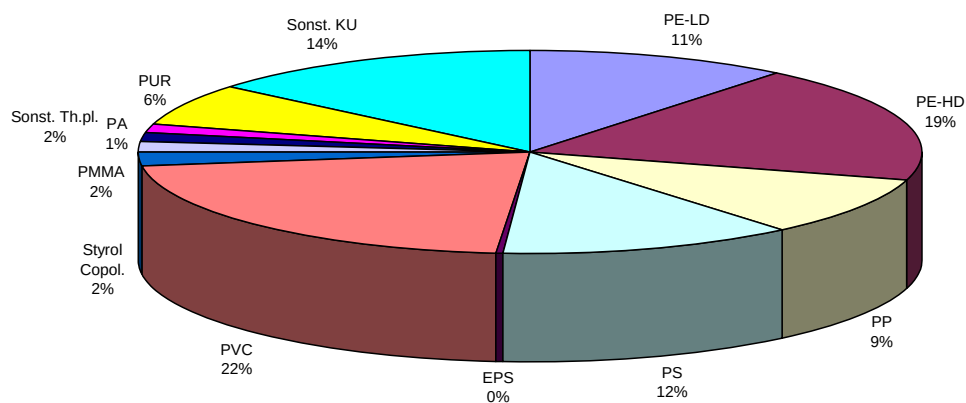


Abbildung A 5: Anteile der KS-Arten bei den beseitigten KS-Abfällen im Gewerbeabfall über priv. Entsorger

Tabelle A 1: Beispielhafte Kunststoffprodukte im ...

	...Restabfall aus Haushalten	... Sperrmüll	... Gewerblichen Abfall
PVC	■ Fußbodenplatten ■ Spielzeug ■ Folien ■ Schuhe ■ Tischdecken ■ Ordner ■ Kabel	■ Rohre ■ Fensterprofile ■ Rollläden ■ Dachrinnen	■ Bodenbeläge ■ Kabel ■ Folien ■ Gehäuse ■ Rohre ■ Profile
PE	■ Rohre ■ Regenschirme ■ Haushaltswaren ■ Sprühflaschen ■ Bürsten ■ Hygieneartikel ■ Flaschen, Kanister ■ Frischhalteboxen ■ Folien ■ Gehäuse, Abdeckungen	■ Behälter ■ Kanister ■ Flaschenkästen ■ Folien ■ Rohre	■ Folien ■ Rohre ■ Eimer ■ Kanister ■ Kabel ■ Gehäuseteile ■ Flaschen
PP	■ Gehäuseteile ■ Behälter/Kästen ■ Hygieneartikel ■ Handbürsten ■ Blumentöpfe ■ Spielzeug ■ Haushaltswaren	■ Koffer/Behälter ■ Rohre ■ KFZ-Teile ■ Gartenmöbel	■ Kanister ■ Eimer ■ Gehäuse und Formteile ■ KFZ-Teile
ABS	■ Möbel-Kleinteile ■ Gehäuseteile (z.B. Elektrogeräte)	■ Haushaltsgeräte ■ u.a.	■ Formteile ■ Gehäuse ■ KFZ-Teile
PS	■ Blumentöpfe ■ Seifenschalen ■ Bestecke ■ Geschirr ■ Meßbecher ■ Kleiderbügel	■ Einsätze für Schreibtische	■ EPS-Formteile ■ Schalen ■
PUR	■ „Schaumstoff“teile ■ Schuhe	■ Matratzen ■ Polster	■ „Schaumstoffe“
PMMA	■ Haushalts-, Zeichen-, und Schreibgeräte	■ Lampenteile ■ Gehäuse ■ Abdeckungen	■ Gehäuse ■ Abdeckungen ■ Zeichen-, und Schreibgeräte

Allgemein:

- Betrachtet werden die bisher beseitigten KS-Abfälle.
- Die relevanten 5* Anfallorte werden als Ganzes betrachtet.
Keine Unterscheidung in einzelne Branchen
(Schreiner, Bäcker, etc.) bei den gewerblichen Abfällen.
- Sortier- und Aufbereitungstechnik Status Quo
(Shredder, Schwimm/Sink, Windsichten, manuell, NIR, etc.,
keine Zukunftsoptionen).
- Qualitäten verbessern sich bei einer getrennten Erfassung
tendenziell.
- Getrennte Erfassung kann nicht beliebig detailliert betrieben
werden.
- Inwieweit Spezifikationen im Einzelfall eingehalten werden,
kann nicht abgeleitet werden.

* Restmüll Haushalte und hausmüllähnliche Gewerbeabfälle werden gemeinsam behandelt

Abbildung A 6: Allgemeine Randbedingungen, unter denen Verwertungspotentiale identifiziert wurden

Die möglichen Verwertungsoptionen werden von der Erfassung und der nachgeschalteten Sortier-/Aufbereitungstechnik bestimmt.

Erfassung:

- A. Erfassung von KS-Abfälle mit anderen Abfällen ohne Vorsortierung
- B. Erfassung mit anderen Abfällen in Sammelsystemen mit Vorsortierung
- C. Getrennte Erfassung von gemischten Kunststoffabfällen
- D. Getrennte Erfassung von einzelnen KS-Produkten bzw. KS-Produktgruppen
(z.B. bei Korrelation KS- Produkten bzw. KS- Produktgruppen <-> KS-Arten)

Sortierung/Aufbereitung:

- 1. Keine
- 2. KS-spezifische Sortierung/Aufbereitung (z.B. SLF-Aufbereitung)
- 3. Produktspezifische Sortierung/Aufbereitung (z.B. Matratzen aussortieren
und gesondert aufbereiten)
- 4. KS-Art-spezifische Sortierung/Aufbereitung (z.B. NIR-Sortierung)

Abbildung A 7: Zugrundegelegte Klassifizierung von Erfassung und Sortierung/Aufbereitung

Verwertung:

➤ Existierende Verfahren

- werkstofflich: Granulatherstellung, Flockenverbundherstellung,
- rohstofflich: SVZ, Hochofen,
- energetisch: Kraftwerk, Zementofen, MVA

➤ Werkstoffliche Verwertung: Substitution von primären KS,
Substitutionsfaktor nahe 1

Abbildung A 8: In Betracht gezogene Verwertungsverfahren und Einschränkung bei der werkstofflichen Verwertung

UFOPLAN- Vorhaben**„Verwertungspotentiale von
Kunststoffabfällen (Nicht-Verpackungen) aus
Gewerbe und Privathaushalten“****FKZ 200 33 327****Teilbericht 4****Ökologische Betrachtung von potenziellen
Verwertungswegen für Kunststoffabfälle aus Gewerbe
und Privathaushalten**

erstellt für:

Umweltbundesamt

Postfach 330022

14191 Berlin

&

VKE

Karlstraße 21

60329 Frankfurt/Main

von:

CONSULTIC**Marketing & Industrieberatung GmbH**

Babenhäuser Str. 50

D-63762 Großostheim

Tel: (06026) 97 41-0

Fax: (06026) 97 41-41

e-mail: lindner@consultic.de

Ihr Ansprechpartner: Christoph Lindner

Ellendt & Herold**Unternehmensberatung**

Sandgasse 54

D-63739 Aschaffenburg

Tel: (06021) 58 48 01

e-mail: mherold@ellendtundherold.com

Ihr Ansprechpartner: Matthias Herold

Müller BBM GmbH

Robert-Koch-Str. 11

D-82152 Planegg

Tel: (089) 85602-358

e-mail: t.nuerrenbach@muellerbbm.de

Ihr Ansprechpartner: Till Nürrenbach

**ELLENDT & HEROLD** / **MÜLLER-BBM**
Unternehmensberatung

Die ökologische Untersuchung wurde als ein Teil des UFOPLAN- Vorhabens
**„Verwertungspotentiale von Kunststoffabfällen (Nicht-Verpackungen) aus Gewerbe
und Privathaushalten“, FKZ 200 33 327** durchgeführt von

Müller-BBM GmbH
Robert-Koch-Str. 11
82152 Planegg bei München
Ansprechpartner: Till Nürrenbach

im Unterauftrag des Fraunhofer Institut für Verfahrenstechnik und Verpackung.

Auftraggeber des Gesamtvorhabens:

Umweltbundesamt, Berlin

Verband kunststofferzeugende Industrie e.V., Frankfurt

Auftragnehmer im Gesamtvorhaben:

CONSULTIC
Marketing & Industrieberatung GmbH
Babenhäuser Str. 50
63762 Großostheim
Ansprechpartner: Christoph Lindner

Ellendt & Herold
Sandgasse 54
63739 Aschaffenburg
Ansprechpartner: Matthias Herold

Fraunhofer Institut
für Verfahrenstechnik und Verpackung
Giggenhauser Str. 35
85354 Freising
Ansprechpartner: Dr. Andreas Mäurer

Der vorliegende Bericht ist ein Teil zum Gesamtvorhaben. Weitere Teilberichte sind:

- Teilbericht 1: Darstellung der Aufkommens- und Verwertungsmengen sowie deren Entsorgungswege für den Bezugszeitraum 1999
- Teilbericht 2: Prognosemodelle zur Entwicklung des Kunststoffaufkommens bis zum Jahr 2010 (Hochrechnungen)
- Teilbericht 3: Verwertungsoptionen und Begründung der Auswahl der in Teilbericht 4 zu untersuchenden Kunststofffraktionen
- Teilbericht 5: Auswertung der Ökobilanzergebnisse
- Teilbericht 6: Ökonomische Betrachtung potenzieller Entsorgungswege
- Teilbericht 7: Schlussfolgerungen

Inhaltsverzeichnis

1	Zusammenfassung	6
2	Festlegung des Ziels	12
2.1	Gründe für die Durchführung der Studie	12
2.2	Zielsetzung	13
2.3	Zielgruppen und Verwendungszweck	13
3	Untersuchungsrahmen	14
3.1	Funktion der Systeme und funktionelle Einheit	14
3.2	Methodik zum Vergleich von Verwertungsverfahren	14
3.3	Zu untersuchende Szenarien	17
3.4	Systemgrenzen	19
3.5	Datenkategorien	19
3.6	Anforderungen an Daten und Datenqualität	20
3.7	Methode der Wirkungsabschätzung und der Auswertung	21
3.8	Kritische Prüfung	22
3.9	Art und Aufbau des für die Studie vorgesehenen Berichts	22
4	Aufbau der Untersuchung	23
4.1	Untersuchung einzelner Verwertungswege für bestimmte Fraktionen	23
4.1.1	Auswahl der betrachteten Entsorgungswege	23
4.1.2	Prinzipielle Einschränkungen	27
4.1.3	Modellannahmen	27
4.1.4	Fließbilder	28
4.1.5	Spezifische Ergebnisse für die einzelnen Optionen	35
4.2	Zusammensetzung zu einfachen Entsorgungssystemen	36
4.2.1	Modelle für die Entsorgungssysteme	36
4.2.2	Einschränkungen	38
4.2.3	Ergebnisse für die anfallenden Mengen in den Entsorgungssystemen	38
5	Datengrundlage	39
5.1	Verwendete Daten	39
5.2	Datenkritik	40
5.3	Weitere spezielle Randbedingungen und Festlegungen	41
5.3.1	Transporte	41
5.3.2	Erfassungsquoten	41
5.3.3	Abschläge für störfstoffbelastete Kunststoffe und Verbunde	41

5.3.4	Aufbereitungsverluste	42
5.3.5	Substitutionsfaktor	43
5.3.6	Energieauskopplung in der MVA	43
5.3.7	Durch Rezyklat substituierte Materialien	44
5.3.8	Im Zementofen substituierter Brennstoff	44
5.3.9	Im Hochofen substituiertes Reduktionsmittel	44
5.3.10	Durch die SVZ- Vergasung substituierter Herstell-Mix von Methanol	45
5.3.11	Durch Energieauskopplung substituierter Dampferzeugungs-Mix	45
5.3.12	Durch Energieauskopplung substituierter Strom-Mix	45
6	Sachbilanzen	46
7	Wirkungsabschätzung	47
7.1	Allgemeines	47
7.2	Beschreibung der untersuchten Wirkungskategorien	48
7.2.1	Kategorien zum Ressourcenverbrauch	48
7.2.2	Kategorien zu Abfallmengen als Indikator für Naturraumbeanspruchung	49
7.2.3	Emissionsbezogene Wirkungskategorien	50
7.3	Behandlung unvollständig bilanzierter Input- und Outputströme	52
7.3.1	Unvollständig bilanzierte Stoffflüsse auf der Inputseite	52
7.3.2	Unvollständig bilanzierte Stoffflüsse auf der Outputseite	53
7.4	Optionale Bestandteile	53
8	Wirkungsindikatorergebnisse und Normierung	54
8.1	Spezifische Ergebnisse für die einzelnen Optionen	54
8.1.1	Berechnungsweg	54
8.1.2	Ergebnisse für Basissysteme	55
8.1.3	Betrachtungen zur Übertragbarkeit	56
8.1.4	Dominanzanalyse	58
8.1.5	Spezifische Effekte gegenüber der MVA aus Differenzbetrachtung	59
8.1.6	Sensitivitätsbetrachtungen	60
8.2	Effekte in den Entsorgungssystemen für die jeweilige Gesamtmenge	63
8.2.1	Grundsätzliches	63
8.2.2	Ergebnisse	65
8.2.3	Normierung	77
8.2.4	Einordnung der Ergebnisse und erste Schlussfolgerungen	87

9	Abkürzungen	90
10	Literatur	92
	Anhang	

1 Zusammenfassung

Kunststoffabfälle aus dem privaten und gewerblichen Endverbraucherbereich werden (mit Ausnahme von Verpackungskunststoffen) gegenwärtig nur in geringem Umfang verwertet und zum überwiegenden Teil beseitigt.

Diese aus Umweltsicht unbefriedigende Situation hat das Umweltbundesamt (UBA) bewogen, gemeinsam mit dem Verband Kunststoffherstellende Industrie (VKE), ein Forschungsvorhaben zur Verwertung von Kunststoffabfällen aus Gewerbe und Privathaushalten zu vergeben. In diesem Vorhaben sollten Potentiale zur Steigerung der Verwertung von Kunststoffabfällen identifiziert und beurteilt werden. Die Untersuchung hat orientierenden Charakter und kann vom Ansatz her auf spezielle Gegebenheiten im Einzelfall (also in einem bestimmten Betrieb, einer bestimmten Branche etc.) nicht eingehen.

Ein Bestandteil des sich in fünf Teilvorhaben gliedernden Gesamtvorhabens ist eine Ökobilanz zum Vergleich solcher Verwertungsoptionen, die in den Teilvorhaben 1 und 2 unter qualitativen und technischen Aspekten sowie unter Beachtung der anfallenden Abfallmengen identifiziert wurden.

Potentielle Verwertungswege konnten für verschiedene Fraktionen an fünf der sechs in Betracht kommenden Anfallorte¹ ermittelt werden (vgl. folgende Tabelle 1).

In einer beispielhaften Auswahl wurden zunächst „Einzel“- Verwertungssysteme betrachtet. Darin wird jeweils die Erfassung, Aufbereitung und Verwertung von erfasstem Kunststoffabfall in **einer** der folgenden Verfahrensoptionen berücksichtigt und hinsichtlich ihrer Umweltverträglichkeit beschrieben:

- Werkstoffliche Verwertung
Substitution von primären Kunststoffen, Substitutionsfaktor² nahe 1
- Rohstoffliche Verwertung
 - Hochofen
 - SVZ (Sekundärrohstoff Verwertungs-Zentrum Schwarze Pumpe)
- Energetische Verwertung
 - Zementofen
 - MVA

Einschränkungen aus technischer oder qualitativer Sicht, die im Teilvorhaben 2 erkannt wurden, waren zu berücksichtigen.

¹ Es handelt sich dabei nicht um Anfallorte im Sinn von einem bestimmten Betrieb oder einer bestimmten Branche. Der Begriff ist hier in einem übergeordneten Sinn zu verstehen.

² Der Substitutionsfaktor S ist als Verhältnis der Masse des substituierten Primärprodukts zur Masse des Produkts aus Sekundärmaterial definiert, wobei die identische Funktion beider Produkte gewährleistet sein muss.

Für die ausgewählten „Einzel“- Verwertungssysteme wurden spezifische Prozesskettenmodelle erstellt. D.h., die einzelnen Prozessschritte zur Erfassung, Aufbereitung und Verwertung wurden an die Gegebenheiten für die Kombination aus Anfallort und Fraktion angepasst. Die konkret betrachteten Systeme sind in der Tabelle dunkelgrau hinterlegt. Für diese Verwertungssysteme wurden explizit massenspezifische Sachbilanzen und Wirkungsabschätzungen berechnet. Diese Ergebnisse konnten in der Tendenz näherungsweise auf andere Anfallorte (hellgrau hinterlegt) übertragen werden.

Bei der in der Tabelle genannten Fraktion „Kunststoffabfall insgesamt“ (später auch „KS gesamt“) handelt es sich um eine Mischung aus diversen Kunststoffen, die im Mittel an einem der „übergeordneten“ Anfallorte anfallen. Die anderen genannten Fraktionen werden im Falle einer werkstofflichen Verwertung produktspezifisch getrennt erfasst und sind deswegen schon in einem gewissen Rahmen nach Kunststoffarten vorsortiert. Für die anderen Verwertungsoptionen werden diese produktspezifischen Fraktionen als Bestandteil vom „Kunststoffabfall insgesamt“ erfasst und behandelt.

Tabelle 1. Anfallorte, Fraktionen und Verfahren

Anfallort	derzeit beseitigt [kt]	Fraktion	Verwertungs-/Entsorgungsverfahren				
			werk- stofflich	SVZ	Hoch- ofen	Zement- ofen	MVA
Restmüll Haushalte	595	KS insgesamt					
HM-ähnliche Gewerbeabfälle	185	KS insgesamt					
Sperrmüll Haushalte							
	130	KS insgesamt					
davon	4,5	Rohre					
	30	Matratzen und Polster					
Gewerbeabfälle über private Entsorger							
	402	KS insgesamt					
davon	17	Rohre					
	35	Agrarfolien					
	5	Baufolien					
	15	Kabel					
	30	E&E-Geh., nicht brom.					
Shredderbetriebe							
	112	KS insgesamt					
davon	11	PUR-Sitze Auto					
Wertstoffsammlung E&E (ÖRe)							
	55	KS insgesamt					

 Auswahl explizit zu berechnender Bilanzen
 aus Auswahl näherungsweise übertragbar

In der Untersuchung sollten aber nicht nur diese massen- und verfahrensspezifischen Ergebnisse (die immer nur als Potential anzusehen sind), sondern vor allem die Gesamtsysteme beurteilt werden, die sich unter Berücksichtigung der möglichen Verteilung von Kunststoffabfallstoffströmen in Deutschland ergeben. Dazu waren Gesamtentsorgungssysteme zu modellieren, in denen das gesamte Aufkommen einer

Fraktion verarbeitet werden kann. Zu berücksichtigen war, dass zum einen nicht das gesamte Aufkommen zur Verwertung erfasst werden kann und dass in der Aufbereitung verfahrens- und spezifikationsbedingt Abfälle anfallen, die nicht in die jeweilige Zielverwertung (z.B. Verwertung im Zementofen) gelangen bzw. gelangen können. Neben der jeweiligen Zielverwertung wurde für die Entsorgung dieser Abfälle als Standard- bzw. Referenzverfahren die Behandlung in einer durchschnittlichen MVA in einem solchen Entsorgungssystem berücksichtigt.

Die ökologische Untersuchung richtete sich nach ISO 14040 ff. sowie den UBA-Verfahrensregeln und wurde einer begleitenden kritischen Begutachtung nach ISO 14040, Kap. 7.3.3 unter Beteiligung interessierter Kreise unterzogen.

Es wurden Sachbilanzen und Wirkungsabschätzungen durchgeführt, wobei neben den obligatorischen Bestandteilen der Wirkungsabschätzung (Auswahl der Kategorien, Klassifizierung und Charakterisierung) auch eine Normierung vorgenommen wurde. Auf der Basis dieser Resultate erfolgte eine abschließende Auswertung unter Einbeziehung weiterer optionaler Bestandteile gem. ISO 14042 durch das UBA unter Beteiligung des VKE. Die Dokumentation dieser Auswertung erfolgte in einem gesonderten Bericht (Teilbericht 5 zum Gesamtvorhaben).

Die in der Sachbilanz ermittelten Daten wurden je nach ihren potenziellen Wirkungen den Wirkungskategorien zugeordnet. Hierbei wurden auch Mehrfachzuordnungen vorgenommen.

Folgende Wirkungskategorien wurden ausgewertet:

- Treibhauseffekt
- Abfallaufkommen (getrennt nach Siedlungs- und Sonderabfall) als Indikator für Naturraumbeanspruchung
- Eutrophierungspotential, terrestrisch
- Eutrophierungspotential, aquatisch
- Versauerungspotential
- Rohöläquivalent
- Primärenergiebedarf

Orientierend wurden außerdem Wirkungsindikatorergebnisse in der Kategorie Photochemische Oxidantienbildung (Potential), POCP³, ermittelt. Aufgrund der Datenlage sind die Ergebnisse zu dieser Kategorie aber nur eingeschränkt aussagefähig.

Mit dieser Auswahl von Wirkungskategorien können nicht alle Umwelteffekte abgebildet werden.

Für die durch die Verwertung erzeugten Verwertungsprodukte (Dampf und Strom aus der MVA, Rezyklate aus der werkstofflichen Verwertung, Methanol und Strom aus der Verwertung im SVZ, Ofenwärme im Zementofen und Reduktionsmittel im Hochofen) wurden ökologische Gutschriften gemäß ihrem Substitutionspotential erteilt.

Die Ergebnisse wurden als Effekte gegenüber dem Referenzsystem „Behandlung in einer mittleren MVA“ (als durchschnittliche Entsorgung nach derzeitiger Praxis unter der Vorgabe, nicht zu deponieren) ausgewiesen und diskutiert.

³ Photochemical Ozone Creation Potential

Zur Veranschaulichung der Bedeutung der Ergebnisse für Deutschland wurde eine Normierung gemäß ISO 14042 durchgeführt. Dabei wurden die Wirkungsindikatorergebnisse für die Gesamtsortierungssysteme in Relation zu sogenannten Einwohner-Durchschnittswerten (EDW) gesetzt. Die EDW ergeben sich für jede Wirkungskategorie als Quotienten aus Gesamtbelastung zu Einwohnerzahl in Deutschland. Als normierte Ergebnisse erhält man eine Anzahl von „Einwohneräquivalenten“ (EW), um die die Belastung in der betrachteten Kategorie in Deutschland durch eine Verwertung zu- bzw. abnimmt.

Beispielhaft sind normierte Ergebnisse in den folgend drei Grafiken für drei Fraktionen/Anfallorte gezeigt.

Im Vergleich der Bilder zeigt sich, dass insbesondere der Unterschied zwischen dem System mit werkstofflicher Verwertung und den anderen Entsorgungssystemen stark von der betrachteten Fraktion – vermischte Kunststoffe in Abbildung 1 bzw. weitgehend sortenrein in Abbildung 2 und Abbildung 3 – abhängt. Damit zeigt sich, dass die getrennte Erfassung von (produkt)spezifischen Fraktionen wie Rohren oder PUR-Matratzen aus der Gesamtfraktion „KS gesamt“ ökologisch durchaus einen zusätzlichen Vorteil bringen kann.

Außerdem lässt sich erkennen, dass die Anzahl der Einwohneräquivalente und damit die Bedeutung einer Verwertung für Deutschland von der Menge der anfallenden Abfälle aber auch von Materialspezifika abhängt.

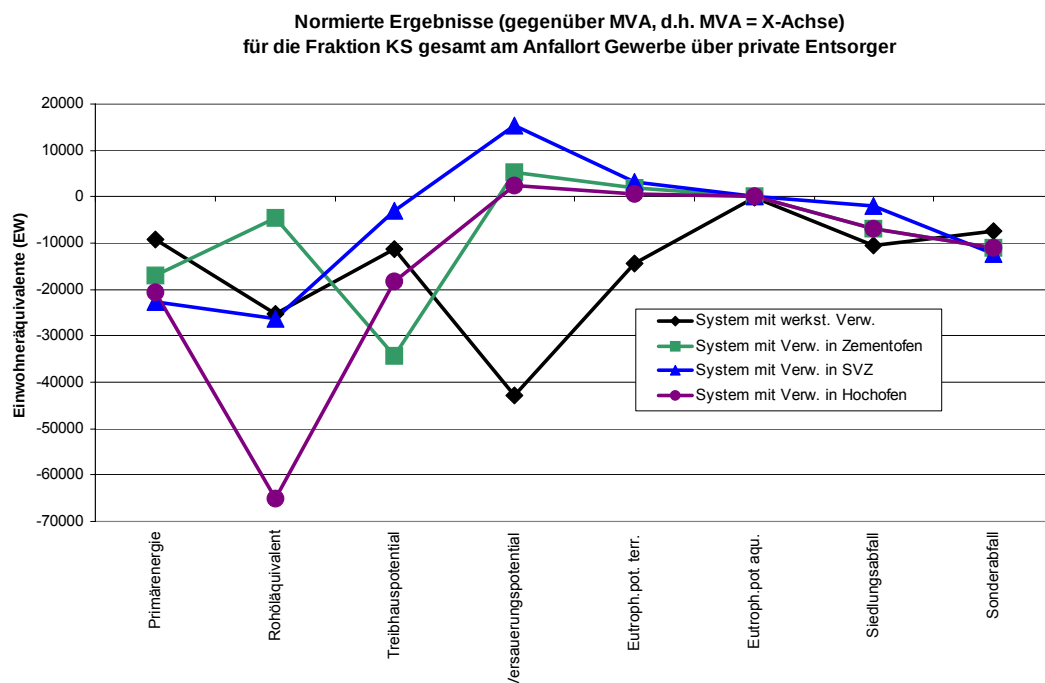


Abbildung 1. Normierte Ergebnisse (Profil) für die Fraktion KS gesamt am Anfallort Gewerbeabfälle über private Entsorger (402 kt)

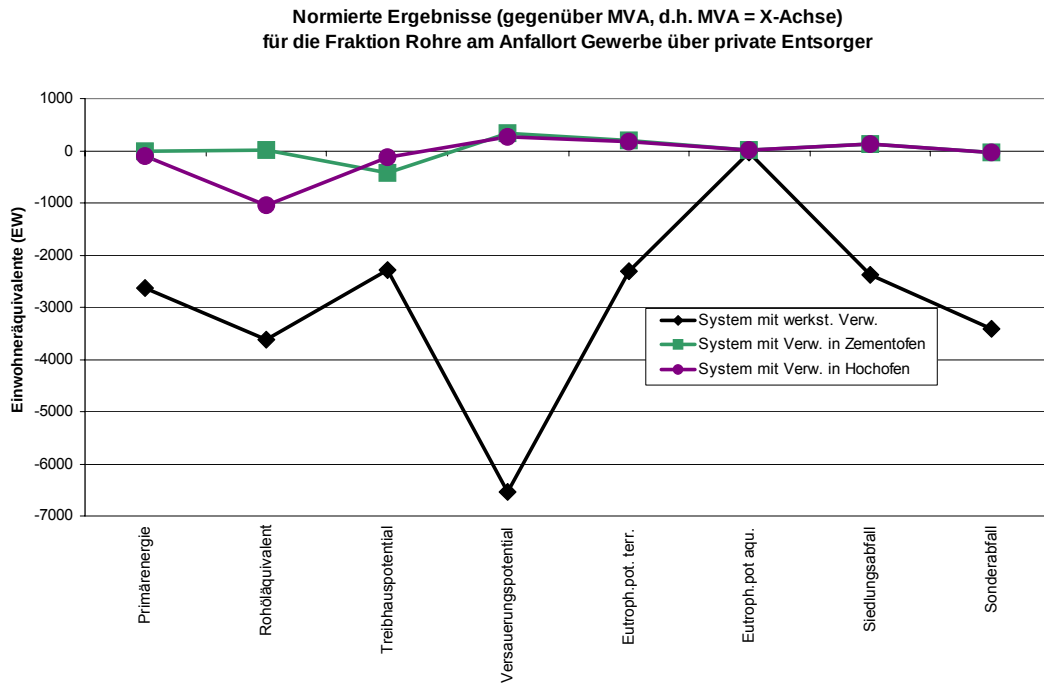


Abbildung 2. Normierte Ergebnisse (Profil) für die Fraktion Rohre am Anfallort Gewerbeabfälle über private Entsorger (17 kt)

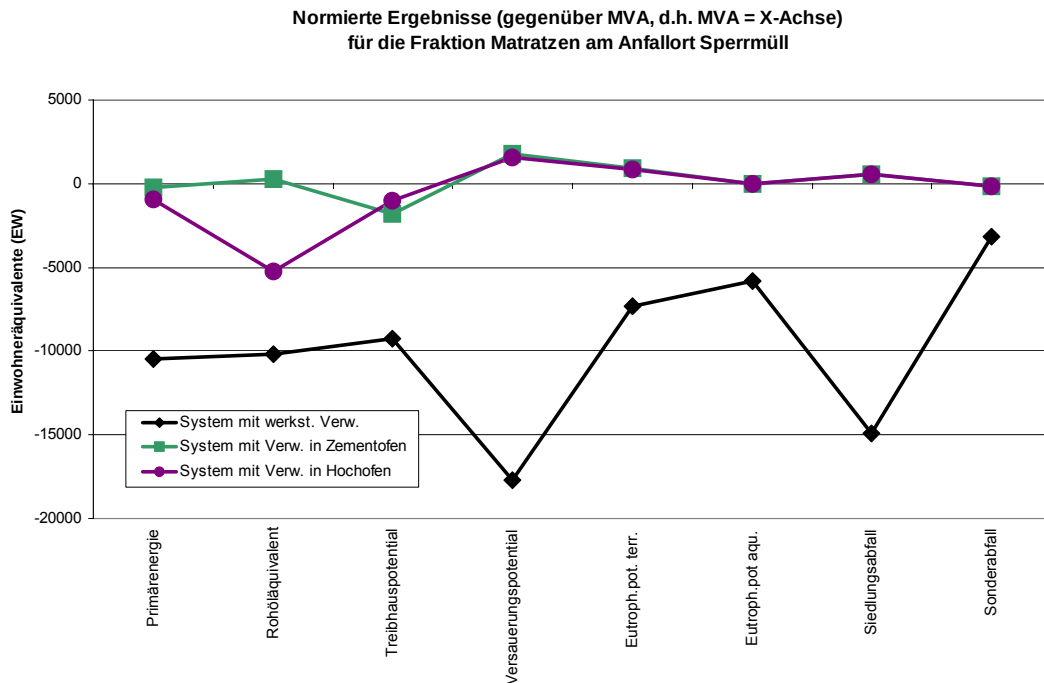


Abbildung 3. Normierte Ergebnisse (Profil) für die Fraktion PUR-Matratzen am Anfallort Sperrmüll (30 kt)

Aus den Wirkungsindikatorergebnissen und der Normierung lassen sich unter Berücksichtigung der durchgeführten Sensitivitätsbetrachtungen folgende Aussagen ableiten:

- Es gibt kein Verfahren, welches den anderen Alternativen generell, d.h. für alle Anfallorte und alle Fraktionen und alle Kategorien, überlegen ist.
- Bei hoher Energienutzung kann auch die MVA eine sinnvolle „Verwertungs“-Alternative sein.
- Die Erhöhung der Verwertung ist prinzipiell anzustreben.
- Es sollte eine möglichst große Mengen einer Verwertung zugeführt werden.
- Entsorgungswege⁴ mit sehr großem Aufbereitungsaufwand und/oder großen Einschränkungen aus Gründen der Spezifikation sollten vermieden werden.
- In einem Gesamtkonzept zur Erhöhung der Verwertung sind unterschiedliche Verfahren parallel zu berücksichtigen.
- Die Randbedingungen bestimmen den jeweils sinnvollsten Verwertungsmix.
- Deswegen können je nach Anfallort und Fraktion die jeweils optimalen Lösungen unterschiedlich aussehen.

Vor dem Hintergrund der Ausschreibung zu diesem Vorhaben wird folgend auf die werkstoffliche Verwertung abgehoben. Diese erscheint aus ökologischer Sicht sinnvoll

- für gut identifizierbare und
- leicht und sauber aus dem gesamten Kunststoffabfallaufkommen abtrennbare Fraktionen, mit deren Abtrennung gleichzeitig
- eine (Vor)Sortierung nach Kunststoffarten stattfindet.

Die Untersuchungsergebnisse legen nahe, dass für die Fraktionen Rohre und PUR-Schäume eine getrennte Erfassung mit anschließender werkstofflicher Verwertung durchaus sinnvoll sein kann. Gleiches ist auch für andere Fraktionen denkbar, mit den vorliegenden Ergebnissen aber nicht belegbar.

Anstrengungen, die werkstoffliche Verwertung ohne Rücksicht auf spezifische Bedingungen in den einzelnen Branchen, Betrieben oder Regionen zu erhöhen, können dagegen eher kontraproduktiv sein. Vielfach sind die rohstofflichen oder energetischen Verfahren besser geeignet, vermischte Kunststoffabfälle, in denen ggf. Verbunde oder Störstoffe enthalten sind, zu verwerten.

Insgesamt ist festzuhalten, dass die Nutzung der hier ermittelten ökologischen Entlastungspotentialen auch von Parametern abhängt, die in der vorliegenden Studie nicht oder nicht ausreichend beurteilt werden konnten. So kann z.B. schon alleine die geringe Mengenrelevanz von Fraktionen dazu führen, dass ein Verwertungsweg nicht oder nicht in dem hier beschriebenen Umfang realisierbar ist. Daneben werden auch die vorhandenen bzw. bereitzustellenden Anlagenkapazitäten, die Erschließbarkeit von Märkten und die Finanzierung eine Rolle bei der Verwirklichung von neuen Verwertungswegen spielen.

⁴ Kombination aus Anfallort, Fraktion und Entsorgungssystem. Unter dem Begriff Entsorgung wird die Entsorgung zur Verwertung und die Entsorgung zur Beseitigung verstanden.

2 Festlegung des Ziels

2.1 Gründe für die Durchführung der Studie

Im Jahr 1999 sind in Deutschland etwa 2800 kt Kunststoffabfälle aus dem gewerblichen und privaten Endverbrauch angefallen. Einen Überblick über die Aufteilung nach Produktbereichen zeigt Abbildung 4.

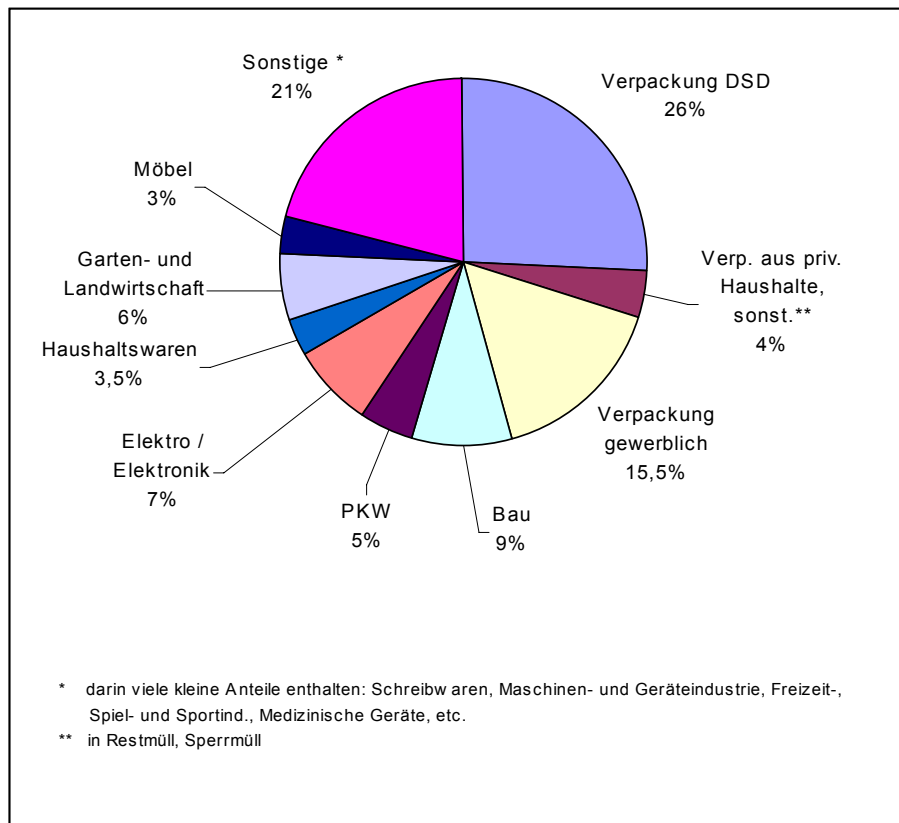


Abbildung 4. Post-Consumer Kunststoffabfälle 1999 in Deutschland nach Produktbereichen

Kunststoffabfälle aus dem privaten und gewerblichen Endverbraucherbereich werden (mit Ausnahme von Verpackungskunststoffen) gegenwärtig nur in geringem Umfang verwertet und zum überwiegenden Teil beseitigt. Ohne die über DSD-Sammlungen erfassten Kunststoffverkaufsverpackungen fallen etwa 2080 kt Kunststoffabfälle bei den privaten und gewerblichen Endverbrauchern an. Davon werden nur etwa 600.000 t (ca. 29%) verwertet und ca. 1.480.000 t (ca. 71%) beseitigt.

Diese aus Umweltsicht unbefriedigende Situation hat das Umweltbundesamt (UBA) bewogen, gemeinsam mit dem Verband Kunststoffherstellende Industrie (VKE), ein Forschungsvorhaben zur Verwertung von Kunststoffabfällen aus Gewerbe und Privathaushalten zu vergeben.

Ein Bestandteil des sich in fünf Teilvorhaben gliedernden Gesamtvorhabens ist eine Ökobilanz zum Vergleich verschiedener Verwertungsverfahren.

2.2 Zielsetzung

Das Ziel der ökobilanziellen Untersuchung ist es, für die in den Teilvorhaben 1 und 2 des Gesamtvorhabens (Darstellung der Aufkommensmengen und Begründung von Verwertungspotenzialen auf der Basis qualitativer und technischer Aspekte) als verwertbar identifizierten und in die Szenarienbildung eingehenden Kunststoffabfälle (vgl. 3.3) aus den Bereichen der

- privaten Haushalte (Restmüll und Sperrmüll) und
- gewerblichen Endverbraucher

die aus Umweltsicht jeweils günstigste Art der Entsorgung zu bestimmen.

Beim gewerblichen Endverbraucher erfolgt eine Fokussierung auf die Produktbereiche

- Bau,
- Altkraftfahrzeuge,
- Elektrotechnik/Elektronik,
- Garten-, Land-, Forstwirtschaft.

Anhand von Ökobilanzen sollen dazu die Umweltbelastungen bei der Erfassung und Entsorgung der Kunststoffabfälle sowie die durch die hergestellten Produkte vermiedenen Umweltbelastungen beurteilt werden.

Die Auswahl der genannten Bereiche/Branchen klammert den Haushaltsverpackungsbereich (DSD) aus und wurde gem. Mengenrelevanz und Annahmen zur voraussichtlichen Verwertbarkeit bzw. Sortenreinheit der in den Bereichen anfallenden Abfälle vorgenommen.

Die Wahl der betrachteten Bereiche/Branchen ergibt sich aus den Teilvorhaben 1 und 2.

2.3 Zielgruppen und Verwendungszweck

Nutzer der Erkenntnisse aus der ökobilanziellen Untersuchung sind zunächst die Auftraggeber. Das Erkenntnisinteresse des UBA liegt vor allem in einer fachlich inhaltlichen Ausfüllung der Anforderungen des § 6 Abs.1 des Kreislaufwirtschaft- und Abfallgesetzes für Kunststoffabfälle aus den oben genannten Anfallbereichen. Die Ergebnisse der ökologischen Beurteilung werden zusammen mit ökonomischen und technischen Erkenntnissen, die in anderen Teilvorhaben des Gesamtprojekts gewonnen werden, weiter verarbeitet (Konzeptoptimierung, Prognosen).

3 Untersuchungsrahmen

Die Untersuchung erfolgt in Form einer Ökobilanz und berücksichtigt die Anforderungen der ISO 14040 ff. sowie die UBA-Verfahrensregeln.

Im Folgenden wird der Untersuchungsrahmen dieser Ökobilanz festgelegt.

3.1 Funktion der Systeme und funktionelle Einheit

Die Funktion der untersuchten Systeme besteht darin, einen an einem bestimmten Anfallort anfallenden KS-Abfall bzw. kunststoffreichen Abfall unter den jeweils gültigen Bedingungen (z.B. Logistik) zu entsorgen. Die bei der Entsorgung erzeugten Verwertungsprodukte ersetzen Produkte gleicher Funktion aus primärem Material.

Die funktionelle Einheit eines Systems ist die Entsorgung einer bestimmten Menge eines Abfalls bzw. einer Abfallfraktion (z.B. 1 t).

3.2 Methodik zum Vergleich von Verwertungsverfahren

Die Studie verfolgt im Teil „ökologische Analyse“ das Ziel, für verschiedene spezielle Verwertungswege von Kunststoffabfällen die Effekte auf Wirkungsindikatorergebnisse zu quantifizieren und zu vergleichen.

Der methodische Ansatz zur Bilanzierung von Verwertungskonzepten entspricht der in ISO 14040 beschriebenen Vorgehensweise zur Erstellung von Ökobilanzen (Life Cycle Assessment, LCA) und wendet diese sinngemäß auf die Analyse von Verwertungskonzepten an.

Ein Vergleich zweier Systeme ist nur aussagefähig, wenn diese beiden Systeme den gleichen Nutzen erzeugen (d.h., die Funktionalität beider Systeme identisch ist). Systeme mit unterschiedlichem Abfallinput können daher nicht verglichen werden.

Für die im jeweiligen Verwertungssystemen erzeugten Produkte werden über „Komplementärprodukte“ und die zugehörigen Prozessketten Gutschriften erteilt (Abbildung 5). Dies entspricht einer Erweiterung des Bilanzraums, durch den die Substitution von Primärprodukten durch die jeweiligen Verwertungsprodukte berücksichtigt wird.

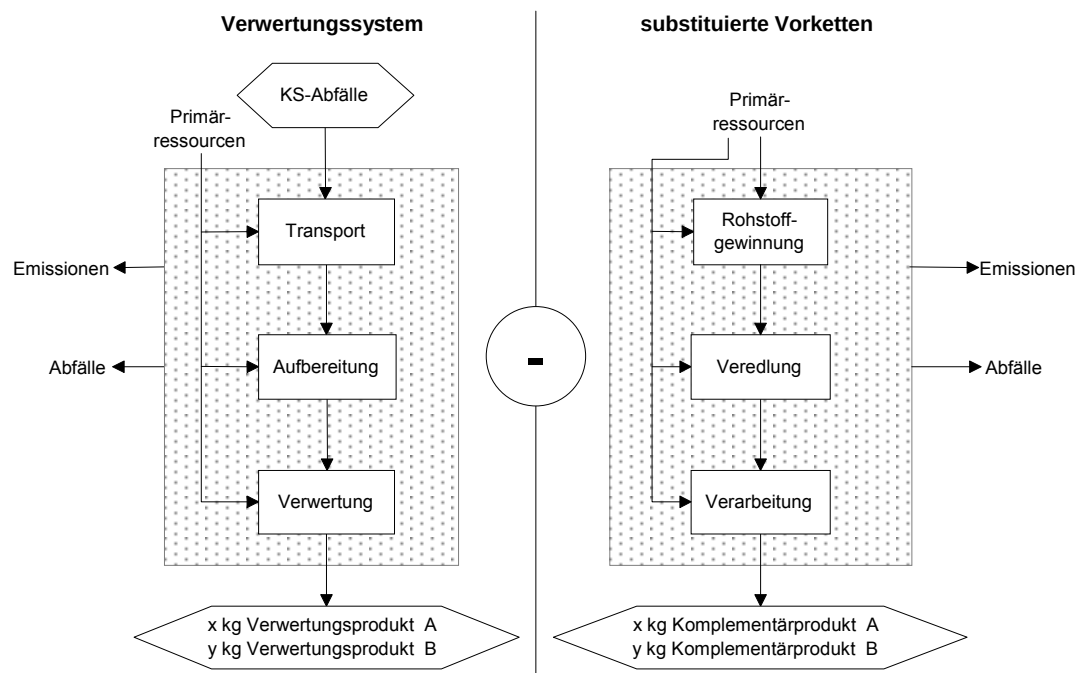


Abbildung 5. Verwertungssystem und substituierte Vorketten (schematisch)

Die aus der Verwertung resultierenden Nettoergebnisse werden durch eine Differenzbildung

"Indikatorergebnis für Verwertungssystem - Indikatorergebnis für subst. Vorketten"

ermittelt. Diese Differenzbildung wird wirkungskategorieweise durchgeführt und ergibt unmittelbar den Effekt der Verwertung hinsichtlich der jeweiligen Wirkungskategorie.

Die Ergebnisse einer solchen Differenzbildung sind für unterschiedliche Verwertungsverfahren direkt vergleichbar, sofern für die verschiedenen Verwertungsszenarien von gleicher Abfallzusammensetzung und von einer Normierung auf die gleiche Abfallmenge ausgegangen werden kann.

Wenn Verwertungsprodukt und Komplementärprodukt nicht die gleichen Eigenschaften aufweisen, ist zu entscheiden, ob tatsächlich 1 kg Verwertungsprodukt 1 kg eines eindeutig spezifizierbaren Komplementärproduktes aus Primärproduktion substituiert. Unter diesen Umständen sind zwei Fälle zu unterscheiden:

- In manchen Fällen lässt sich ein für die spezifische Anwendung kritisches Kriterium in den Eigenschaftsprofilen von Verwertungsprodukt und herkömmlichem Produkt identifizieren, das den Einsatz der eingesetzten Materialmenge steuert (Mechanische Eigenschaften von Werkstoffen legen z.B. die Wandstärke von Bauteilen fest). Das Verhältnis der Mengen an Primärmaterial und Sekundärmaterial, die jeweils erforderlich sind, um den gleichen quantitativen Wert bzgl. der kritischen Produkteigenschaft zu erreichen, wird Substitutionsfaktor genannt:

$$S = \frac{m_{\text{prim}}}{m_{\text{sek}}}$$

- Ist eine solche Zuordnung zu einem einzelnen, durch die Einsatzmenge "ausgleichbaren" Funktionalitätskriterium nicht möglich, wird eine Grenzbetrachtung erforderlich, die das tatsächliche Substitutionspotential des Verwertungsproduktes durch die Ermittlung der "eingesparten" Wirkungsindikatorergebnisse anhand mehrerer Komplementärprodukte bestimmt, die die Qualität des Verwertungsproduktes von zwei oder mehr Seiten eingrenzen.

Prinzipielle Voraussetzung dafür, dass eine Substitution korrekt abgebildet werden kann ist, dass das Produkt aus Sekundärmaterial und das aus Primärmaterial die selbe Funktion erfüllen. D.h., der Substitutionsfaktor muss immer auf der Ebene gleichwertiger Produkte bestimmt werden.

Wie oben schon beschrieben, ergibt sich der Substitutionsfaktor aus dem Verhältnis der Massen von substituiertem Primärprodukt zu Sekundärprodukt. Ein Substitutionsfaktor von $S = 1$ ist demnach genau dann gegeben, wenn das substituierte Primärprodukt und das Sekundärprodukt die selbe Masse haben (Abbildung 6 links).

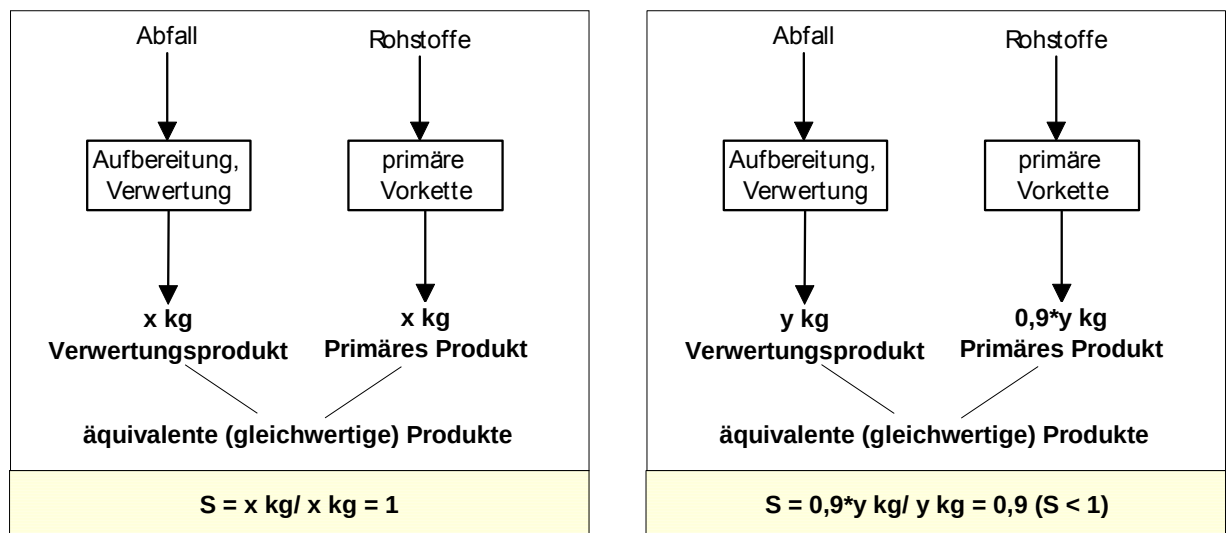


Abbildung 6. Massenverhältnisse bei Substitutionsfaktor $S = 1$ bzw. $S < 1$ (Beispiel $S = 0,9$)

Um die Voraussetzung der funktionellen Äquivalenz sicherzustellen, kann es je nach Anwendung (d.h. je nach Produktspezifikation) u.U. notwendig sein,

- Sekundärprodukte mit einem höheren Materialeinsatz zu erzeugen. Das ist z.B. der Fall, wenn bei einem Sekundärprodukt eine größere Wandstärke oder Materialdicke notwendig ist als beim Produkt aus primärem Material, um die selben Eigenschaften zu realisieren. Es ergibt sich ein Substitutionsfaktor von $S < 1$ (Abbildung 6 rechts).

und/oder

- dem Sekundärmaterial Neuware zuzumischen. Für die Mischung aus Sekundär- und Neuware ist dann eine Verwertung realisierbar, während das Sekundärmaterial alleine in der betrachteten Anwendung nicht verwertbar ist.

Eine Zumischung von Neuware führt nicht zwangsläufig dazu, dass der Substitutionsfaktor $S < 1$ ist

Für $S \neq 1$ können auch die Nutzungsphase und die Entsorgung u.U. maßgeblich das Ergebnis beeinflussen. Beide Male resultiert der Einfluss aus den unterschiedlichen Massen von Sekundär- und substituiertem Primärprodukt. Methodisch bedeutet dies, dass der Bilanzraum sowohl im Verwertungssystem als auch im Referenzsystem um die Nutzung und Entsorgung zu erweitern ist.

Generell gilt: Wenn sich die Prozesse zur Weiterverarbeitung, Nutzung und Entsorgung von Verwertungsprodukten auf der einen und Komplementärprodukten auf der anderen Seite technisch und/oder mengenmäßig unterscheiden, sind die entsprechenden Folgeprozesse zusätzlich zu den in Abbildung 5 gezeigten Prozessen zu berücksichtigen. Erst dann können die Nettoeffekte methodisch korrekt ermittelt werden.

3.3 Zu untersuchende Szenarien

Die Festlegung der in die Ökobilanz einzubeziehenden Kunststoffabfallströme und Entsorgungsoptionen erfolgt im Wesentlichen in den Teilvorhaben 1 und 2⁵. Aus diesen Teilvorhaben ergibt sich, dass bei fünf Anfallorten derzeit eine Beseitigung von Kunststoffabfällen stattfindet und dass sich für diese beseitigten Abfälle die Potentiale für eine zusätzliche Verwertung (gegenüber dem Status Quo) ergeben. Folgende Anfallorte und Kunststoffabfälle sind nach den Ergebnissen der Teilvorhaben 1 und 2 für die Auswahl der im Rahmen der Ökobilanzen konkret zu untersuchenden Szenarien in Betracht zu ziehen (Tabelle 2):

⁵ Kriterien dabei sind:

- Relevanz der Kunststoffabfallströme: Aufkommensmenge (notwendige Mindestmenge für einzelne Verfahren, Verfügbarkeit) und Marktwert der Kunststoffe
- Qualität der Abfallströme: Verunreinigungsgrad und Schadstoffgehalt
- Märkte für Produkte aus der Verwertung

Tabelle 2. Anfallorte und zu betrachtende Kunststoff-Abfallfraktionen

Anfallorte mit KS-Abfällen zur Beseitigung	Betrachtete KS-Abfallfraktionen (derzeit beseitigt)
Restmüll Haushalte	- Kunststoffabfall insgesamt
hausmüllähnliche Gewerbeabfälle	- Kunststoffabfall insgesamt
Sperrmüll Haushalte	- PUR- Matratzen und -Polster
Gewerbeabfälle über private Entsorger	- Kunststoffabfall insgesamt - Rohre (PVC und PE) - Kabelabfälle - Nicht bromierte E&E-Gehäuse
Shredderbetriebe	- Kunststoffabfall insgesamt - PUR-Sitze aus Altfahrzeugen
Wertstoffsammlung E&E-Schrott	- Wird nicht betrachtet, vgl. Teilbericht 2

Für diese Abfallströme sind Systeme mit folgenden Verfahrensoptionen hinsichtlich ihrer Umweltverträglichkeit miteinander zu vergleichen:

- Werkstoffliche Verwertung
Substitution von primären Kunststoffen, Substitutionsfaktor nahe 1
- Rohstoffliche Verwertung
 - Hochofen
 - SVZ
- Energetische Verwertung
 - Zementofen
 - MVA

Einschränkungen aus technischer Sicht, die im Teilvorhaben 2 erkannt wurden, sind zu berücksichtigen, so dass nicht für jeden untersuchten Abfallstrom alle Entsorgungsoptionen relevant sein müssen.

Mit dem Ziel, Schwerpunkte im Sinne der Fragestellung zu setzen und die Anzahl der zu betrachtenden Szenarien zu reduzieren, sind Kombinationen aus Abfallfraktion und Entsorgungsverfahren für die konkrete Untersuchung auszuwählen. Die Auswahl ist zu begründen. Die ausgewählten Entsorgungswege sind ökologisch (und in einem getrennten Schritt auch ökonomisch) zu beurteilen.

Da in die Auswahl natürlich nicht die erst noch zu gewinnenden ökologischen und ökonomischen Erkenntnisse eingehen können, kann es sein, dass einige der Kombinationen zwar aus technischer Sicht machbar erscheinen, aus ökologischen und/oder ökonomischen Gründen letztendlich aber doch nicht in Frage kommen.

Eine Beurteilung, inwieweit die ausgewählten Kombinationen im Einzelfall aus technischer Sicht tatsächlich realisiert werden können/könnten, bleibt einer Einzelfalluntersuchung vorbehalten und kann vom Ansatz her in der vorliegenden Untersuchung nicht vorgenommen werden.

3.4 Systemgrenzen

Die Erstellung der Sachbilanz erfolgt aus Input-Output-Analysen. Systeminput sind Kunststoffabfälle bzw. kunststoffhaltige Abfälle (Vorleben nicht berücksichtigt, keine Gesamtlebenswegbetrachtung). Mit Äquivalenzprozessen werden die Substitutionseffekte der Produkte aus einer Verwertung abgebildet (vgl. Abbildung 5).

Die Systemgrenzen der Untersuchung werden so festgelegt, dass abgesehen vom Abfall-Input und vom Produkt-Output alle Inputs bis zum Ort ihrer Entnahme aus natürlichen Lagerstätten und alle Outputs bis zu ihrer Abgabe an die natürliche Umwelt in das jeweilige System mit eingeschlossen werden.

Für inputseitige Stoffströme wird als Abschneidekriterium 3 % des Massenumsatzes im jeweiligen Einzelprozess festgelegt. Das bedeutet, dass die Vorketten von Einsatzstoffen, die einen geringeren Anteil am Gesamtmassenumsatz des jeweiligen Prozesses haben, nicht berücksichtigt werden, wenn nicht trotz ihrer geringen Mengenrelevanz erhebliche Beiträge zu den Wirkungsindikatorergebnissen aus der Vorkette zu erwarten sind. Diese Einsatzstoffe werden allerdings in der Sachbilanz nach ihrer Menge ausgewiesen.

Die Herstellung von Hilfs- und Betriebsstoffen⁶ wird in der Sachbilanzerstellung nicht berücksichtigt (soweit sie die Geringfügigkeitsgrenze von 3 % im jeweiligen Prozess nicht überschreiten und mit einer zu Stoffen mit geringer Mengenrelevanz analogen Einschränkung), sie werden in der Sachbilanz unter einer gesonderten Position mit ihren Gesamtmassen zusammengefasst ausgewiesen.

Auch aus Datenmangel nicht weiterverfolgbare Stoffe werden in der Sachbilanz ausgewiesen.

Die Bereitstellung und Entsorgung von Investitionsgütern wird nicht berücksichtigt.

3.5 Datenkategorien

Neben dem normierten Abfall-Input und dem Produkt-Output werden an den Systemgrenzen

- Ressourcenentnahmen
- Naturraumbeanspruchung durch Deponie
- Emissionen in Luft, Wasser, Boden

erfasst.

Stoffe, deren Erzeugungs- oder Weiterverarbeitungsprozesse in der Bilanz nicht berücksichtigt werden können (Datenmangel, Abschneidekriterien), werden in der Sachbilanz gesondert ausgewiesen.

⁶ Hilfsstoffe sind Stoffe, die bei der Fertigung in das Erzeugnis eingehen aber nicht wesentlicher Bestandteil des Erzeugnisses sind. Sie erfüllen lediglich eine Hilfsfunktion. Betriebsstoffe sind Stoffe, die nicht in ein Produkt eingehen, aber zur Herstellung desselben notwendig sind, z.B. Schmierstoffe.

3.6 Anforderungen an Daten und Datenqualität

Aus der Zielsetzung und dem abgeleiteten Bearbeitungsrahmen resultieren bestimmte Anforderungen an die zu verwendenden Daten. Diese Anforderungen umfassen Gesichtspunkte der

- Aktualität,
- Repräsentativität,
- Vollständigkeit und
- Symmetrie (Vergleichbarkeit) der Abbildung.

Aktualität

Für die Bestimmung der Abfallarten, -mengen und -zusammensetzungen sowie der Logistik für die ausgewählten Anfallorten wird das Bezugsjahr 1999 festgelegt

Die in der Untersuchung zu betrachtenden Technologien beziehen sich auf die Jahre 1998 bis 2000. Für alle bilanzierten Prozessschritte sind möglichst Daten zu verwenden, deren zeitliche Gültigkeit nahe an diesen Bezugsjahren liegt.

Repräsentativität

Die verwendeten Prozessdaten sollen die Verhältnisse in der Entsorgung von speziellen Kunststoffabfällen möglichst realitätsnah wiedergeben.

Dies wird günstigstenfalls über Datenerhebungen bzw. über die Verwendung von Literaturdaten, die den aktuellen Technologiestand und einen entsprechenden Marktanteil abdecken, erreicht. Alternativ bzw. ergänzend dazu werden bei Unsicherheiten in der Beurteilung Expertenmeinungen eingeholt und Datenlücken über qualifizierte Annahmen (educated guess) geschlossen.

Einen Anspruch auf Repräsentativität für die durchschnittliche Entsorgung der betrachteten Kunststoffabfälle erhebt die vorliegende Untersuchung nicht, weil in der Studie von Beispielen mit speziellen Randbedingungen ausgegangen wird. Die getroffene Auswahl an Anfallorten, Abfallströmen und Verfahren ist typisch für die Fragestellung. Anhand der Beispiele sollen mögliche Bandbreiten und dominante Beiträge identifiziert werden.

Als geographischer Bezug wird Deutschland festgelegt.

Für einige Verwertungsverfahren sind Daten nur aus Einzelanlagen verfügbar. Das gilt insbesondere für die Verfahren der rohstofflichen Verwertung der Kunststoffe. In diesen Fällen werden möglichst aktuelle Daten der Einzelanlagen verwendet. Für die werkstoffliche Verwertung der Kunststoffabfälle werden aus Gründen der Verfahrensvielfalt und der Datenverfügbarkeit ausgewählte Einzelverfahren bzw. Einzelanwendungen betrachtet.

Für die Primärproduktion von Kunststoffen und von Raffinerieprodukten wird jeweils der Branchendurchschnitt angesetzt. Als geographischer Rahmen ist der Markt heranzuziehen, aus dem die deutsche Industrie versorgt wird. Für die Bereitstellung des Energieträgers Dampf wird der deutsche Industriekessel-Mix eingesetzt.

Für die Deponierung der Abfälle und für die Behandlung in MVA wird von in Deutschland durchschnittlichen technologischen Bedingungen in Siedlungsabfall-Deponien und MVA ausgegangen.

Vollständigkeit

Prozessdaten sollen grundsätzlich für jeden Einzelprozess das Massenerhaltungskriterium erfüllen. Außerdem ist sicherzustellen, dass alle für die ausgewerteten Wirkungskategorien relevanten Sachbilanzpositionen für jeden Prozess vorliegen und in der Sachbilanz ausgewiesen sind.

Symmetrie (Vergleichbarkeit) der Abbildung

Voraussetzung für die vorgesehenen vergleichenden Analysen ist, dass die genannten Anforderungen an die Daten für die zu vergleichenden Systeme im gleichen Ausmaß erfüllt sind.

3.7 Methode der Wirkungsabschätzung und der Auswertung

Die Wirkungsabschätzung wird in enger Anlehnung an die vom UBA entwickelte Methodik durchgeführt.

Auswahl der Wirkungskategorien und Klassifizierung

Die verwendeten Wirkungskategorien orientieren sich an den Vorschlägen des UBA:

- Treibhauseffekt
- Naturraumbeanspruchung
- Eutrophierungspotential, terrestrisch
- Eutrophierungspotential, aquatisch
- Photochemische Oxidantienbildung (Potential), POCP⁷
- Versauerungspotential
- Potential der direkten Gesundheitsschädigung
- Potential der direkten Schädigung von Ökosystemen
- Ressourcenbeanspruchung
- Stratosphärischer Ozonabbau (Potential), ODP⁸

Die in der Sachbilanz ermittelten Daten werden je nach ihren potenziellen Wirkungen den Wirkungskategorien zugeordnet. Hierbei sind auch Mehrfachzuordnungen möglich.

Im Verlauf der Arbeit ist zu prüfen, welche der Wirkungskategorien wegen Unbedeutendheit oder unzureichender Datenlage keine weitere Berücksichtigung erfahren sollen.

Mit dieser Auswahl von Wirkungskategorien können nicht alle Umwelteffekte abgebildet werden.

⁷ Photochemical Ozone Creation Potential

⁸ Ozone Depletion Potential

Charakterisierung

Die Umsetzung der Sachbilanzergebnisse zu numerischen Wirkungsindikatorergebnissen geschieht mit den sogenannten Charakterisierungsfaktoren. Diese werden auf der Basis von Charakterisierungsmodellen ermittelt. Die Anwendbarkeit der Indikatorergebnisse hängt u.a. auch von den Vereinfachungen in den Charakterisierungsmodellen und von den darin ggf. eingegangenen Werthaltungen ab. Die Berechnung der Wirkungsindikatorergebnisse wird dargelegt.

Normierung

Zur besseren Verdeutlichung der Größenordnungen der errechneten Ergebnisse werden diese auf einen einheitlichen Bezugswert bezogen. Hierzu dienen die durchschnittlichen Wirkungen pro Bundesbürger und Jahr. Die Darstellung erfolgt somit in „Einwohner-Durchschnittswerten“. Die Datengrundlagen für diesen Schritt werden, soweit verfügbar, der Literatur entnommen.

Die Normierung dient als Grundlage für den spezifischen Beitrag, eines der im folgenden Arbeitsschritt verwendeten Bewertungskriterien.

Auswertung

Die abschließende Auswertung der Ergebnisse aus Sachbilanz und Wirkungsabschätzung unter Einbeziehung weiterer optionaler Bestandteil gem. ISO 14042 erfolgt durch das UBA unter Mitwirkung des VKE gemäß der Methode „Bewertung in Ökobilanzen“ unter Beachtung der Vorgaben aus ISO 14043. Sie umfasst die Zusammenführung der Ergebnisse aus Sachbilanz und Wirkungsabschätzung über alle untersuchten Szenarien, Sensitivitätsanalysen sowie Daten- und Konsistenzprüfungen und führt im Ergebnis zu einer Empfehlung gemäß der in der Zieldefinition gestellten Fragen.

Alle Herleitungen und Annahmen, die zu dem Ergebnis führen, sind transparent darzustellen.

3.8 Kritische Prüfung

Die Studie wird gemäß den Anforderungen der ISO 14040 ff. erstellt und einer kritischen Prüfung nach ISO 14040, Kap. 7.3.3 unterzogen.

Gemäß den UBA-Verfahrensregeln zur Erstellung von Ökobilanzen wird das Vorhaben von einem Projektbeirat aus Vertretern interessierter Kreise begleitet. Der Beirat soll insbesondere fachlichen Input einbringen, ergänzende Fragestellungen aufzeigen und die Projektergebnisse diskutieren und verbreiten.

3.9 Art und Aufbau des für die Studie vorgesehenen Berichts

Die Ergebnisse der ökobilanziellen Untersuchung sind Teil des Abschlussberichtes zum Gesamtvorhaben. Sie können darüber hinaus als eigenständige Veröffentlichung des UBA oder VKE erscheinen. Die schriftliche Berichterstattung ist so zu verfassen, dass sie den Anforderungen von ISO 14040, Kap. 6 genügt.

4 Aufbau der Untersuchung

4.1 Untersuchung einzelner Verwertungswege für bestimmte Fraktionen

4.1.1 Auswahl der betrachteten Entsorgungswege

Aufgrund der Kombination verschiedenster Anfallorte, verschiedener Fraktionen und verschiedener Verwertungsverfahren ist rein theoretisch zunächst eine große Vielzahl von potentiellen Entsorgungswegen zu berücksichtigen. Zum einen kann eine Untersuchung wie die vorliegende aber nicht jede denkbare Option im Einzelnen betrachten und zum anderen kommen einige Optionen aufgrund verschiedener Kriterien (verfügbare Technik, erforderliche Spezifikationen,...) von vornherein nicht in Frage. Deswegen war eine sinnvolle Auswahl an konkret zu betrachtenden Entsorgungswegen zu treffen.

Diese Betrachtung hat in den vorgelagerten Bearbeitungsschritten des Projekts (Teilvorhaben bzw. Phase 1, Teilvorhaben/Phase 2) stattgefunden. D.h., es wurden denkbare Entsorgungswege für Kunststoffabfälle (KS-Abfälle) aus Gewerbe und privaten Haushalten (Nicht-Verpackungen) abgeleitet. Dabei wurden verschiedene, an sechs „übergeordneten“ Anfallorten anfallende Fraktionen betrachtet und beurteilt.

Die Ermittlung von potentiell beschreitbaren Wegen geschah für **derzeit beseitigte Kunststoffabfälle** unter **technischen** und **qualitativen** Aspekten sowie mit Blick auf die **prinzipielle Vermarktbarkeit**⁹. Die derzeit vorhandene Verwertungskapazität spielte bei der Auswahl der Optionen keine Rolle. Die Identifizierung fokussierte vor allem auf **mengenmäßig relevante** Abfälle sowie **gut identifizierbare Produkte**, wobei auf **ins Auge fallende Möglichkeiten** abgehoben wurde (wovon einige aus technischen Gründen auch wieder verworfen werden mussten. Augenfällig nicht gangbare Wege wurden von vornherein ausgeschlossen, wobei auch hier nicht alle denkbaren Kombinationen abgeklopft werden konnten). Andere Verwertungsmöglichkeiten sind deshalb durchaus denkbar.

Die resultierende Liste von denkbaren Optionen (vgl. Teilbericht 2) ist beispielhaft zu verstehen. Aufgrund des Ansatzes der Untersuchung kann kein vollständiges Bild über alle denkbaren Verwertungsmöglichkeiten vermittelt werden. Auch dem umgekehrten Anspruch, nämlich alle nicht verwertbaren Mengen zu identifizieren, kann die Untersuchung nicht entsprechen.

Aus den im Teilvorhaben 2 abgeleiteten und in Tabelle 2 genannten 14 Fraktionen sowie den 5 in 3.3 genannten Entsorgungsoptionen ergeben sich rein rechnerisch immer noch 70 Kombinationen, wovon einzelne allerdings nicht tatsächlich möglich sind (s.o.).

⁹ Inwieweit für die Verwertungsprodukte tatsächlich ausreichend große Märkte bestehen, wird im Rahmen der Studie nicht beleuchtet.

Im Rahmen der Untersuchung musste die Anzahl der in der Ökobilanz explizit zu untersuchenden Kombinationen weiter eingeschränkt werden (entsprechend ist gem. Ziel und Untersuchungsumfang die Ökologie in einer reduzierten Auswahl zu beleuchten). Auch dies geschah schon in Teilbericht 2 unter den Aspekten

- Datenverfügbarkeit,
- Voraussichtliche Übertragbarkeit von berechneten Ergebnissen auf andere Fraktionen / Anfallorte,
- Relevanz der Verfahren.

Für die daraus resultierende, reduzierte Auswahl an Systemen werden Ökobilanzen explizit durchgeführt. Die ermittelten Ergebnissen sollen – soweit möglich – auf andere Anfallorte bzw. Fraktionen übertragen werden (vgl. Teilvorhaben 2).

Die wesentlichen Punkte aus Teilbericht 2 zur Auswahl und zu den vorläufigen Annahmen zur Übertragbarkeit werden folgend noch einmal wiederholt:

- Die Betrachtung einer Verwertung der derzeit beseitigten KS-Abfälle¹⁰ aus der E&E-Wertstoffsammlung (ÖRe) entfällt, da die technischen Möglichkeiten eine Verwertung aus derzeitiger Sicht als problematisch erscheinen lassen (vgl. Teilbericht 2).
- Auf die Betrachtung der werkstofflichen Verwertung von Baufolien wurde aufgrund der geringen Mengenrelevanz verzichtet.
- Für Agrarfolien gibt es funktionierende Systeme zur werkstofflichen Verwertung. Grundsätzlich neue Verwertungswege (die in der vorliegenden Betrachtung aufgezeigt werden sollen) werden nicht gesehen¹¹. Auf die explizite Betrachtung dieser Fraktion wird daher verzichtet.
- Unter einem eher prospektiven Aspekt werden aber die (im Pilotbetrieb/Versuch realisierten) werkstofflichen Verwertungsoptionen für Kabel und nicht bromierte E&E-Gehäuse aus Gewerbeabfällen über private Entsorger betrachtet. Nach dem derzeitigen technischen Stand dieser Optionen muss allerdings offen bleiben, ob sie mit ausreichenden Verwertungskapazitäten technisch umgesetzt werden.
- Eine werkstoffliche Verwertung ist immer "speziell". D.h., sie erfordert spezielle, auf die Produkt- und KS-Art abgestimmte Prozessfolgen. Die Ergebnisse für eine Fraktion können daher nicht von vornherein auf andere Fraktionen übertragen werden.
- Für KS, insgesamt aus Haushalten werden Ergebnisse konkret für die rohstofflichen und energetischen Verfahren berechnet. Diese Ergebnisse (pro t Abfall) können auf die Fraktionen KS, insgesamt aus Sperrmüll oder Gewerbe übertragen werden, weil die Elementar-Zusammensetzung dieser Fraktionen im Rah-

¹⁰ mülltonnengängige Haushalts-Kleingeräte.

¹¹ Das heißt nicht, dass sich bei Agrarfolien keine Potentiale für die Erhöhung der Verwertungsmenge vorhanden sein können: In Tabelle 3 werden 35 kt zur Beseitigung ausgewiesen. Bei effizienterer Gestaltung der Erfassungssysteme könnte diese Menge u.U. zugunsten einer Verwertung reduziert werden.

men der Untersuchung als vergleichbar angesehen werden kann. Annahme dabei ist, dass Unterschiede in der Erfassung das Ergebnis nicht vollkommen ändern dürften. Erfahrungsgemäß sind diese Unterschiede in der Erfassung i.d.R. von deutlich geringerer Ergebnisrelevanz gegenüber der Tatsache, dass ein bestimmtes Material in einen Verwertungsprozess eingesetzt wird und dort eine bestimmte Primärressource substituiert. Das gilt zumindest für die energetischen und rohstofflichen Verfahren.

- Weiter wird angenommen, dass die Ergebnisse der Fraktion „Rohre“ zu rohstofflichen und energetischen Verfahren in der Größenordnung und Tendenz auch für Agrarfolien und Baufolien gelten, obwohl hier ebenfalls eine andere Erfassung und Aufbereitung stattfindet¹² und obwohl sich die Anteile an PVC und PE in beiden Fällen unterscheiden. In beiden Fällen wird davon ausgegangen, dass die Abtrennung von PVC aus Gründen der erforderlichen Spezifikation notwendig ist.
- Eine Übertragbarkeit der Ergebnisse (pro t) für Rohre aus Gewerbe auf Rohre aus Sperrmüll wird sogar für das werkstoffliche Recycling angenommen, da beide Male sortenreine Fraktionen (PE und PVC) auf relativ einfache Weise gewonnen werden können.
- Bei E&E-Gehäusen (PP) aus Gewerbeabfällen über private Entsorger (Teilmenge 13,5 kt) wird davon ausgegangen, dass die Ergebnisse für die energetischen und rohstofflichen Verfahren aus den Ergebnissen für die PE-Rohre abgeleitet werden können.
- Für die Abfälle aus Shredderbetrieben sind erhebliche Unterschiede in der Erfassung und Aufbereitung gegenüber den anderen Anfallorten anzunehmen. Dieser Unterschied wird für alle energetischen und rohstofflichen Verfahren (nahezu) identisch sein. D.h., gegenüber anderen Anfallorten werden die Ergebnisse um jeweils den gleichen Betrag verschoben. Um diesen „Sockelbetrag“ quantitativ zu ermitteln, werden explizite Berechnungen für die Fraktion KS insgesamt durchgeführt.
- Die Ergebnisse in den energetischen und rohstofflichen Verfahren für PUR-Matratzen aus Sperrmüll werden mit der obigen Überlegung zum Einfluss der Erfassung als auf PUR-Sitze übertragbar angesehen, soweit sich aus der expliziten Berechnung für die Fraktion KS gesamt nicht doch gravierende Unterschiede aus der speziellen Erfassung beim Shredder ergeben.
- Für Kabelabfälle wird aufgrund der speziellen Gegebenheiten und Anforderungen keine Möglichkeit gesehen, Ergebnisse zu rohstofflichen und energetischen Verfahren aus Rechnungen für andere Fraktionen abzuleiten. Für die hier betrachteten Verfahren (SVZ, Hochofen, Zementofen) in Verbindung mit den verfügbaren Aufbereitungsverfahren scheint die Kabel-Fraktion aufgrund des

¹² Bei den Agrar- und Baufolien wird – im Unterschied zu den Rohren - davon ausgegangen, dass die PE-Folien schon bei der Erfassung von den PVC-Anteilen getrennt werden. Die PVC-Folien gelangen also direkt in die MVA. Bei den Rohren wird der PVC-Anteil erst in der Aufbereitung abgetrennt.

Chlorgehalts überhaupt kaum geeignet. Auf eine Abbildung dieser Verfahren muss daher verzichtet werden.

In der folgenden Tabelle 3 sind in der Spalte „Fraktion“ die oben genannten 14 Fraktionen an den 6 Anfallorten aufgeführt. Im Kopf des rechten Tabellenbereichs stehen die fünf zu berücksichtigenden Verfahren. Die konkret zu untersuchenden Kombinationen sind in der dadurch gebildeten „Matrix“ durch dunkelgrau hinterlegte Felder hervorgehoben. Die Kombinationen, auf die eine Übertragung möglich erscheint, sind durch hellgraue Felder gekennzeichnet.

Die Zuordnung der einzelnen Fraktionen zu Anfallorten wurde in der Tabelle nach der **derzeitigen** Entsorgungspraxis vorgenommen – z.B. fallen PUR-Sitze aus Altautos derzeit bei den Shredderbetrieben in der Shredderleichtfraktion zur Beseitigung an und sind in der Tabelle entsprechend zugeordnet¹³.

Tabelle 3. Übersicht über die betrachteten Entsorgungswege

Anfallort	derzeit beseitigt [kt]	Fraktion	Verwertungs-/Entsorgungsverfahren				
			werk- stofflich	SVZ	Hoch- ofen	Zement- ofen	MVA
Restmüll Haushalte	595	KS insgesamt					
HM-ähnliche Gewerbeabfälle	185	KS insgesamt					
Sperrmüll Haushalte							
	130	KS insgesamt					
davon	4,5	Rohre					
	30	Matratzen und Polster					
Gewerbeabfälle über private Entsorger							
davon	402	KS insgesamt					
	17	Rohre					
	35	Agrarfolien					
	5	Baufolien					
	15	Kabel					
	30	E&E-Geh., nicht brom.					
Shredderbetriebe							
	112	KS insgesamt					
davon	11	PUR-Sitze Auto					
Wertstoffsammlung E&E (ÖRe)							
	55	KS insgesamt					

 Auswahl explizit zu berechnender Bilanzen
 aus Auswahl nährungsweise übertragbar

¹³ Eine Zuordnung nach zukünftigen Möglichkeiten müsste zwischen den Verwertungswegen unterscheiden. Beispiel: Für den Fall, dass die PUR-Sitze einer werkstofflichen Verwertung nach Demontage zugeführt werden, wäre der Anfallort der Demontagebetrieb. Die PUR-Sitze wären dann eher den Gewerbeabfällen zuzuordnen. Für die anderen Verfahren bliebe es dagegen beim Anfallort Shredder.

4.1.2 Prinzipielle Einschränkungen

Einige der betrachteten Optionen müssen aus derzeitiger Sicht als eher hypothetisch angesehen werden – bzw. eine Beurteilung, ob diese Optionen tatsächlich realisierbar sind, kann nicht abschließend durchgeführt werden.

Es ist darauf hinzuweisen, dass von durchschnittlichen Randbedingungen an den „übergeordneten“ Anfallorten ausgegangen werden musste. Spezielle Bedingungen für bestimmte Branchen oder Betriebe konnten in den Teilvorhaben 1 und 2 nicht ermittelt werden. D.h., spezifische Gegebenheiten für eine bestimmte Branche oder einen konkreten Betrieb („Einzellösung“, „Einzelfall“) konnten nicht abgebildet werden, weil die angesetzten durchschnittlichen Randbedingungen (durchschnittliche Abfallzusammensetzung, Logistik, etc.) für den Einzelfall meist nicht gelten.

Die Beschreibung der betrachteten Fraktionen und Anfallorte sowie der Randbedingungen sind somit i.d.R. zu wenig differenziert, um konkrete Einzelfalllösungen in speziellen Betrieben/ Regionen/ Branchen überhaupt identifizieren zu können. Es ist aber wahrscheinlich, dass sich gerade dort weitere Optionen anbieten.

Daraus folgend ergibt sich zwangsläufig, dass spezielle Randbedingungen keinen Niederschlag in der ökologischen Untersuchung finden können. Insofern werden auch die Ergebnisse der Ökobilanz nicht für detailliertere Aussagen bei Einzelfalllösungen geeignet sein. Die ökologische Untersuchung unterliegt daher von vornherein der Einschränkung, dass mit ihr durchschnittliche Tendenzen aufgezeigt werden können, die im Einzelfall nicht zwangsläufig gelten müssen.

Eine näherungsweise Abbildung spezifischer Ergebnisse gem. 4.1.5 für einige Einzelfälle dürfte unter Vorbehalt noch am ehesten die Betrachtung der **produktspezifischen Fraktionen** liefern. Die Betrachtungen zur **Fraktion „KS, gesamt“** dagegen liefert immer nur ein Querschnittsbild. Dieses beinhaltet je nach Verwertungsszenario entweder eine völlige Gleichbehandlung aller KS-Abfälle dieser Fraktion in den energetischen oder rohstofflichen Verfahren (obwohl für speziell herausgegriffene Anteile andere Wege denkbar sind) oder eine Überlagerung von produkt- bzw. materialspezifischen Lösungen zur werkstofflichen Verwertung mit der Entsorgung der restlichen KS über die MVA, obwohl die restlichen KS evtl. auch über andere Verfahren entsorgt werden könnten (s.u.).

In der weiteren Bearbeitung kann sich durchaus ergeben, dass sich einige der als ursprünglich für möglich erachteten Verwertungswege aus ökologischen und/oder ökonomischen Gründen nicht als gangbar erweisen.

4.1.3 Modellannahmen

Für die Bilanzierung der Umwelteffekte wird generell davon ausgegangen, dass die Aufbereitungsabfälle sowie die aus Gründen der Spezifikation nicht in dem jeweiligen „Haupt-“, oder „Zielverwertungsverfahren“ verwertbaren Kunststoffabfälle (vgl. 5.3.3) über die MVA entsorgt werden.

Dies ist natürlich eine Annahme, die in der Realität so nicht immer zutreffen muss. Für die Verluste aus der Sortierung/Aufbereitung ist sie aus verfahrenstechnischer Sicht plausibel. Insofern kann die standardmäßige Entsorgung über die MVA als valide Randbedingung angesehen werden, soweit in einem System nur Abfälle aus der

Aufbereitung anfallen. Treten aber Abfälle auf, für die auch andere Entsorgungsweg möglich erscheinen, ist diese Randbedingung zu hinterfragen.

Letzteres ist in der vorliegenden Studie insbesondere bei der werkstofflichen Verwertung der Fraktion „KS, gesamt“ sowie bei einer angestrebten Verwertung der Shredderleichtfraktion (SLF) im Hoch- oder Zementofen zutreffend: Im ersten Fall ist immer davon auszugehen, dass nur ein Teil der Kunststoffe überhaupt der werkstofflichen Verwertung zugeführt werden kann, d.h. dass nur einige Unterfraktionen erfasst und werkstofflich verarbeitet werden können. Die restlichen Kunststoffe sind anderweitig zu entsorgen. Ähnliches gilt bei der Verwertung der SLF im Hoch- oder Zementofen. Nach obiger Annahme werden diese nicht in der „Zielverwertung“ einsetzbaren Kunststoffabfälle in die MVA geleitet, obwohl es auch denkbar wäre, diese anderweitig rohstofflich oder energetisch zu verwerten. Inwieweit dies tatsächlich stattfinden wird bzw. technisch möglich ist, muss hier offen bleiben. Der mögliche Einfluss auf das Ergebnis kann aber mit Hilfe der Unterschiede zwischen dem System mit Behandlung der betrachteten Fraktion in der MVA und einem anderen System abgeschätzt werden.

4.1.4 Fließbilder

Beispielhaft sind in den folgenden Abbildungen stark vereinfachte Fließbilder für die Entsorgung der Fraktion KS gesamt aus Restmüll Haushalten in den verschiedenen Optionen dargestellt.

Zur ökologischen Beurteilung wird immer ein sogenanntes Verwertungssystem betrachtet (im Bild links) sowie „substituierte Vorketten“, die durch die im Verwertungssystem bereitgestellten Verwertungsprodukte (bei der MVA: Strom und Dampf, Abbildung 7) nicht mehr betrieben werden müssen - deren Umweltlasten also vermieden werden. Aus Gründen der Übersichtlichkeit sind nicht alle beteiligten Prozesse dargestellt (z.B. sind die Prozesse der Energiebereitstellung und die Transporte sowie die Bereitstellung der Treibstoffe nicht gezeigt). In den Berechnungen wurden diese Prozesse aber natürlich berücksichtigt.

Je nach Anfallort und Fraktion sind unterschiedliche Randbedingungen zu berücksichtigen, z.B. was die substituierten Vorketten, die Transportentfernungen und die Zuladung bei den Lkw oder was die im einzelnen notwendigen Aufbereitungsschritte (mit dem jeweiligen Energiebedarf und den anzusetzenden Verlusten) angeht.

An dieser Stelle sei noch einmal darauf verwiesen, dass hier nur die derzeit (noch) beseitigten Abfälle berücksichtigt werden. Das wirkt sich auf die anzusetzenden Randbedingungen aus. Z.B. ist im Vergleich zum Restmüll aus Haushalten im gewerblichen Bereich das Verwertungspotential schon in deutlich höherem Maße ausgeschöpft. D.h., für eine weitere Erhöhung der Verwertungsquote stehen dort vergleichsweise nur noch Abfälle mit minderer „Qualität“ zur Verfügung. Deswegen sind dort insbesondere für werkstoffliche Optionen tendenziell ungünstigere Voraussetzungen für eine weitere Steigerung der Verwertungsquote zu erwarten. Solche Unterschiede schlagen sich z.B. in den Verlustquoten der Aufbereitung oder in den prinzipiell als werkstofflich verwertbar eingeordneten Fraktionen nieder.

Detaillierte Angaben zu den Randbedingungen und Prozessbeschreibungen in den einzelnen Verwertungssystemen und zu den substituierten Vorketten für die ver-

schiedenen Anfallorte und Fraktionen finden sich in den Abschnitten 4.1.3 und 5 sowie im Anhang A.

Dort und in den folgenden Abschnitten werden die sogenannten Basisvarianten oder Basissysteme¹⁴ beschrieben. Die Ergebnisse werden später mit Hilfe von Sensitivitätsberechnungen auf ihre Abhängigkeit von verschiedenen Randbedingungen untersucht (Kapitel 8.1.6).

Der in den Bildunterschriften und später benutzte Begriff „Ausbeute“ gibt an, welche Massenanteile der erfassten Kunststoffabfälle letztendlich in das angestrebte Verwertungsverfahren gelangen, nachdem sämtliche spezifikations- und verfahrensbedingten „Verluste“ aus der Aufbereitungskette ausgeschleust wurden.

¹⁴ In einer Basisvariante/einem Basissystem werden die relevanten Randbedingungen und Parameter auf plausible Ausgangswerte festgelegt. Diese Ausgangswerte können u.U. mit Unsicherheiten behaftet sein oder es können ggf. andere Werte mit der gleichen Berechtigung angesetzt werden. Wo dies der Fall ist, werden sie z.T. in Sensitivitätsberechnungen variiert. Eine Basisvariante ist somit lediglich der Ausgangspunkt für Sensitivitätsbetrachtungen, hat aber nicht von vornherein eine größere Bedeutung als diese.

4.1.4.1 Behandlung in der MVA

Der grundsätzliche Prozessablauf beinhaltet:

- Erfassung,
- Verbrennung in der MVA.

Eine Aufbereitung ist nicht notwendig.

In der MVA werden die Kunststoffe verbrannt. Ein Teil der gemäß Heizwert und Menge eingetragenen Energie (in Basisvariante 39 %) wird als Nutzenergie in Form von Strom (7,7 %) und Dampf (31,3 %) ausgekoppelt.

Die substituierten Vorketten sind die Bereitstellung von Strom gemäß deutschem Stromnetz-Mix und die Bereitstellung von Dampf gemäß Herstellmix in der deutschen Industrie.

Eine Übersicht über die beteiligten Prozesse bei einer Behandlung von KS-Abfällen in der MVA am Beispiel der Fraktion KS gesamt aus dem Restmüll aus Haushalten ist in Abbildung 7 gezeigt.

Restmüll Haushalte, KS gesamt, System mit Behandlung in MVA

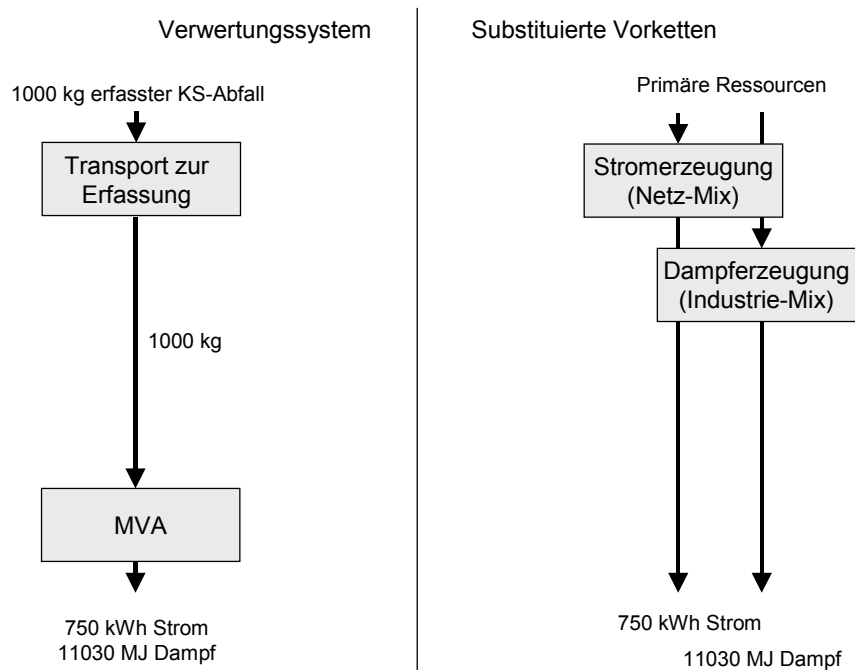


Abbildung 7. vereinfachtes Fließbild für das System mit vollständiger Behandlung in der MVA (am Beispiel KS gesamt aus Restmüll Haushalte)

4.1.4.2 Verwertung im Zementofen

Die wesentlichen Prozessschritte in dieser Verwertungsoption sind (Abbildung 8):

- Erfassung,
- Sortierung bzw. Trennen,
- Aufbereitung/Konditionierung,
- Verfeuerung im Zementofen (in Primärfeuerung).

Im Zementofen werden die Kunststoffe als Brennstoff eingesetzt. Gemäß ihrem Heizwert und ihrer Menge stellen sie Ofenwärme bereit. Abfälle aus der Sortierung/Aufbereitung werden über die MVA entsorgt.

Als substituierte Vorketten wird die Bereitstellung von Ofenwärme durch die Verfeuerung von Steinkohle (Basisvariante) berücksichtigt. Es wird dabei die gleiche Menge an Ofenwärme erzeugt wie im Verwertungssystem. Für die aus der MVA ausgekoppelte Energie werden ebenfalls die substituierten Vorketten für Strom und Dampf berücksichtigt.

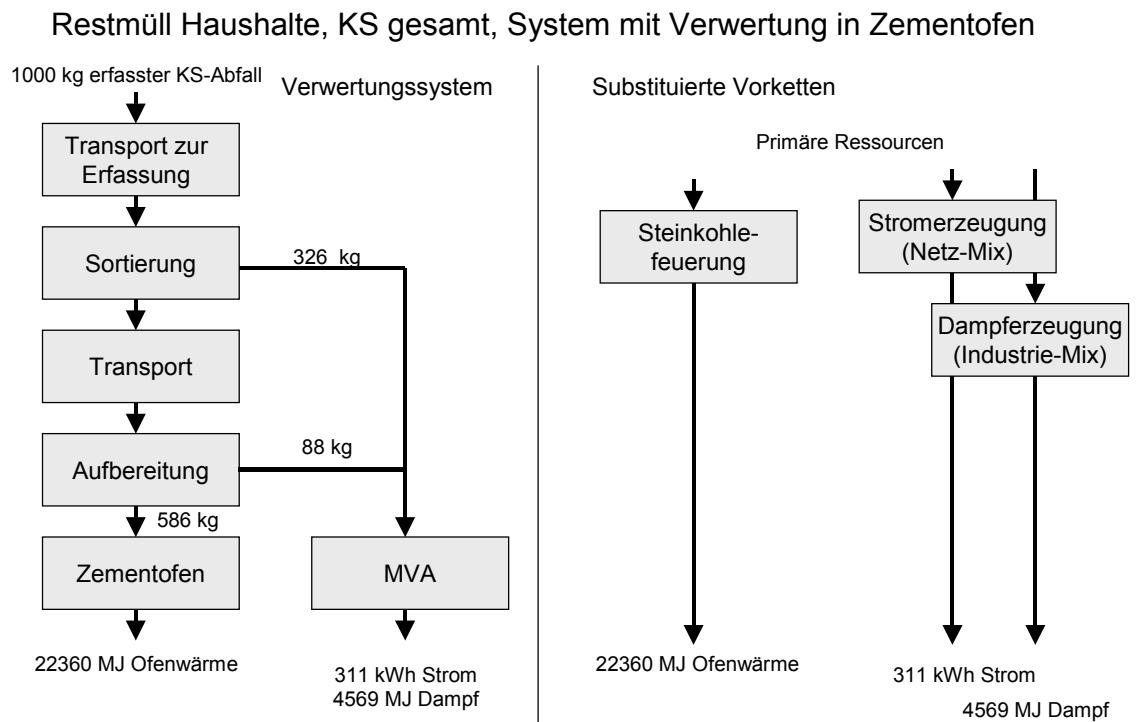


Abbildung 8. vereinfachtes Fließbild für das System mit Verwertung im Zementofen (am Beispiel KS gesamt aus Restmüll Haushalten, Ausbeute in der Aufbereitung 59%)

4.1.4.3 Verwertung im Hochofen

Die wesentlichen Prozessschritte in dieser Verwertungsoption sind (Abbildung 9):

- Erfassung,
- Sortierung bzw. Trennen,
- Aufbereitung/Konditionierung,
- Einsatz im Hochofen (als Reduktionsmittel).

Im Hochofen werden die Kunststoffe als Reduktionsmittel eingesetzt, welches in der Basisvariante Schweröl substituiert.

Als substituiertes Reduktionsmittel wird Schweröl angesetzt. Das Reduktionspotential im Verwertungssystem wird in Öläquivalenten ausgedrückt und die entsprechende Menge in der substituierten Vorkette bereitgestellt.

Strom und Dampf aus dem Verwertungssystem substituiert Strom und Dampf aus dem deutschen Herstellmix.

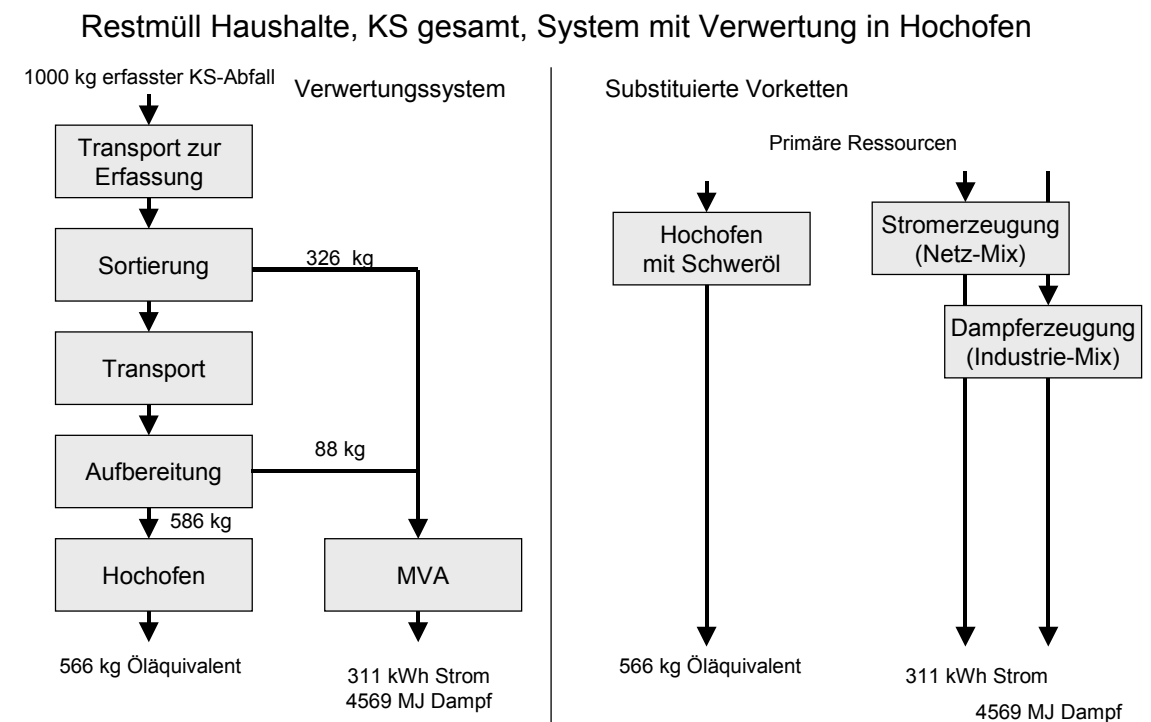


Abbildung 9. vereinfachtes Fließbild für das System mit Verwertung im Hochofen (am Beispiel KS gesamt aus Restmüll Haushalten, Ausbeute in der Aufbereitung 59%)

4.1.4.4 Verwertung im SVZ

Die wesentlichen Prozessschritte in dieser Verwertungsoption sind:

- Erfassung,
- Sortierung bzw. Trennen,
- Aufbereitung/Konditionierung,
- SVZ-Verfahren.

Im SVZ- Verfahren werden die Kunststoffe vergast. Das entstandene Synthesegas wird zur Methanolgewinnung verwendet. Als Nebenprodukt fällt Strom an.

In der substituierten Vorkette wird Methanol gemäß der Marktversorgung in Deutschland aus primären Rohstoffen hergestellt. Dabei fällt als Nebenprodukt Dampf in größeren Mengen an.

Als Komplementärprodukt für Strom aus dem Verwertungssystem wird Strom aus dem deutschen Herstellmix bereitgestellt.

Da in der substituierten Vorkette zur Methanolherstellung eine größere Dampfmenge entsteht als im Verwertungssystem aus der MVA, wird das Verwertungssystem um die resultierende Differenzmenge an Dampf (erzeugt gemäß deutschem Mix) ergänzt.

Eine Übersicht für KS gesamt aus Restmüll der Haushalte zeigt Abbildung 10.

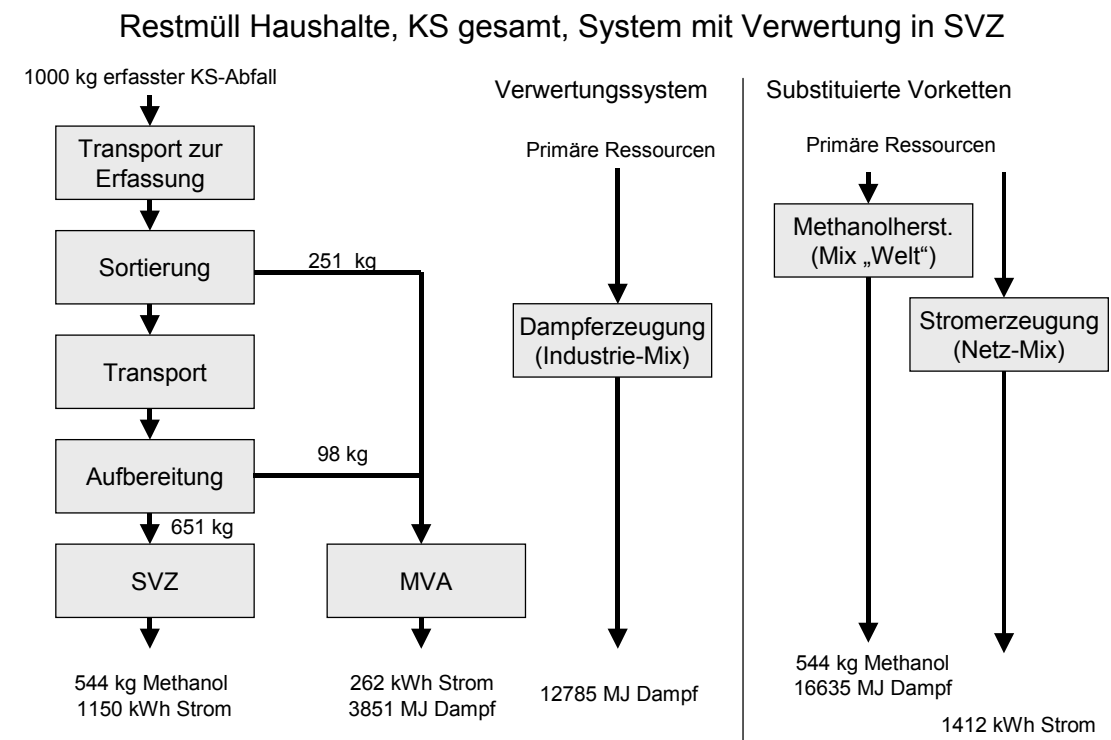


Abbildung 10. vereinfachtes Fließbild für das System mit Verwertung im SVZ (am Beispiel KS gesamt aus Restmüll Haushalten, Ausbeute in der Aufbereitung 65%)

4.1.4.5 Werkstoffliche Verwertung

Der Prozessablauf bei der werkstofflichen Verwertung ist i.d.R. speziell auf ein Material, ggf. auch auf ein Produkt ausgerichtet. Im Unterschied zu den energetischen und rohstofflichen Verfahren bestehen deswegen bei der werkstofflichen Verwertung z.T. große Unterschiede zwischen den Prozessabfolgen für verschiedene Anfallorte und/oder verschiedene Fraktionen.

Die folgende Abbildung 11 ist daher nur als ein Beispiel für eine Prozessabfolge zu verstehen. Zu den einzelnen Prozessketten für die verschiedenen Fraktionen sei wieder auf den Anhang A verwiesen.

Die wesentlichen Prozessschritte in dieser Verwertungsoption sind allgemein:

- Erfassung, ggf. incl. (Vor)Sortierung,
- Sortierung oder Demontage,
- Zerkleinern und Aufbereiten,
- Rezyklatherstellung.

Soweit nicht schon in der Erfassung eine Trennung stattfindet, sind die werkstofflich verwertbaren Anteile der Fraktion in einer Sortierung, Demontage etc. von nicht verwertbaren Bestandteilen zu trennen und so für die weitere Behandlung bereitzustellen. Das zerkleinerte Material wird spezifisch weiterbehandelt und zu einem wieder in der Produktion einsetzbaren Produkt (Rezyklat) aufbereitet. Die dabei entstehenden Abfälle werden über die MVA entsorgt.

Für die Betrachtung in den Basisvarianten wird davon ausgegangen, dass 1 kg Rezyklat 1 kg primären Kunststoff ersetzen kann (Substitutionsfaktor $S = 1$). Für die Ableitung der Verwertungspotentiale in Teilvorhaben 2 war die Substitution von primären Kunststoffen mit einem Substitutionsfaktor nahe 1 ein Kriterium. Weiter wurde die Substitution anderer Materialien wie Holz oder Beton explizit ausgeschlossen.

In den substituierten Vorketten werden entsprechende Mengen an primärem Kunststoff sowie Dampf und Strom bereitgestellt.

Der Substitutionsfaktor kann erfahrungsgemäß das Ergebnis ganz erheblich beeinflussen, insbesondere dann wenn sich in der Nutzungsphase Unterschiede aufgrund unterschiedlicher Gewichte ergeben. Die Nutzungsphase kann aber in der vorliegenden Untersuchung nicht einbezogen werden, da hierzu konkrete Anwendungen identifizierbar sein müssten. Dies ist nicht möglich, weil z.B. keine konkreten Aussagen zu den erzielbaren Spezifikationen der Rezyklate getroffen werden können. Effekte, die sich bei $S < 1$ durch die geringeren substituierten Mengen an primären Kunststoffen in der Herstellung und der Entsorgung ergeben können, werden in einer Sensitivitätsbetrachtung untersucht.

Es sei schon an dieser Stelle darauf verwiesen, dass bei bestimmten Kunststoffarten in Kombination mit bestimmten Anwendungen Substitutionsfaktoren von deutlich kleiner als 1 (bis zu etwa 0,6) von Bedeutung sein können. Für solche Randbedingungen sind die hier skizzierten Untersuchungen nicht anwendbar. Jedoch muss dies bei der Beurteilung der Ergebnisse bedacht werden. Es ist nämlich durchaus mög-

lich, dass sich statt eines evtl. vorhandenen Vorteils bei $S = 1$ für $S < 1$ ein ökologischer Nachteil ergibt.

Restmüll Haushalte, KS gesamt, System mit werkstofflicher Verwertung

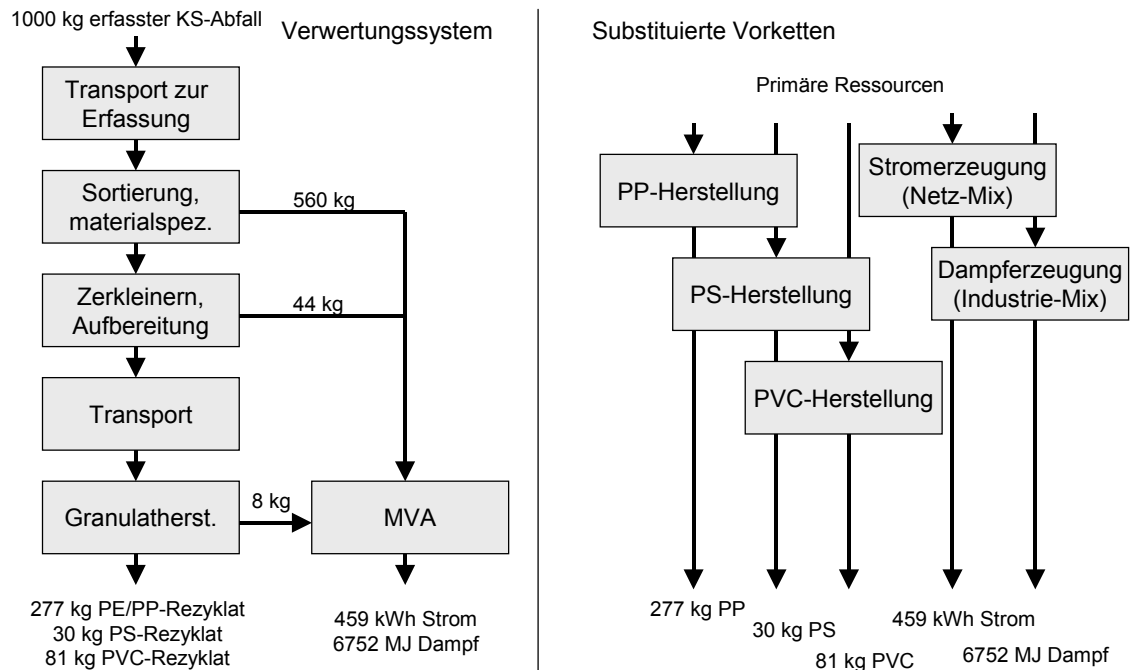


Abbildung 11. vereinfachtes Fließbild für das System mit werkstofflicher Verwertung (am Beispiel KS gesamt aus Restmüll Haushalten, Ausbeute in der Aufbereitung 39%)

4.1.5 Spezifische Ergebnisse für die einzelnen Optionen

Für die einzelnen genannten Optionen werden zunächst „spezifische“, d.h. auf 1000 kg Systeminput (erfasster Kunststoffabfall) einer Fraktion bezogene Ergebnisse für die Basisvarianten berechnet. Eine detailliertere Beschreibung zur Umsetzung wird in 8.1.1 gegeben.

Diese spezifischen Ergebnisse werden einer weitergehenden Bearbeitung und Analysen unterzogen. Insbesondere werden Betrachtungen zur Übertragbarkeit (in 8.1.3) angestellt und Dominanzanalysen (8.1.4) durchgeführt. Die spezifischen Ergebnisse werden außerdem im Vergleich zu dem Referenzsystem „durchschnittliche MVA“ ausgewertet (vgl. 8.1.5) und dazu Sensitivitätsrechnungen (vgl. 8.1.6) vorgenommen.

Gemäß den Fließbildern in 4.1.4 werden verfahrensbedingte Verluste in der Sortierung bzw. Aufbereitung berücksichtigt, die in der MVA entsorgt werden. Berücksichtigt sind auch wegen qualitativer Aspekte aus der jeweiligen Prozesskette auszuscheidende Abfälle (aufgrund von Störstoffen oder aufgrund ihrer speziellen Konstruktion - z.B. sind Verbunde einer werkstofflichen Verwertung im beschriebenen Sinn, d.h. S nahe 1 und Substitution von primären Kunststoffen, kaum zugänglich).

4.2 Zusammensetzung zu einfachen Entsorgungssystemen

4.2.1 Modelle für die Entsorgungssysteme

Die gemäß 4.1 untersuchten Systeme bilden jeweils genau eine Verwertungsoption für erfasste (!) Kunststoffabfälle ab. Um spezifische, d.h. massenbezogene Umwelteffekte abzubilden, ist eine solche isolierte Betrachtung von jeweils einem System auch sinnvoll. Es können damit potentielle Umwelteffekte errechnet werden.

Die insgesamt in Deutschland anfallende Menge einer der hier betrachteten Fraktionen wird jedoch sicher nicht vollständig in genau einem Verfahren entsorgt werden. Vielmehr ist davon auszugehen, dass die unterschiedlichen Verwertungsmöglichkeiten oftmals anteilig und parallel genutzt werden. Auf der anderen Seite lässt sich aus heutiger Sicht eine Verteilung auf die verschiedenen Entsorgungswege - wenn diese einmal beschriftet werden - gar nicht abschätzen. Deswegen und weil mit der Studie nur Tendenzen abgeleitet werden sollen, wird bewusst auf die Abbildung komplexer „Gesamtentsorgungssysteme“ verzichtet.

Die Modelle für die Entsorgungssysteme setzen sich in diesem Sinn immer nur aus zwei der gem. 4.1 berechneten Einzelsysteme zusammen, wobei eines davon die Behandlung in der MVA ist (Standard- bzw. Referenzsystem; hier werden die nicht erfassten Anteile entsorgt). Im anderen System wird die jeweilige Verwertung abgebildet. Die vorliegenden Ergebnisse dieser beiden Einzelsysteme werden anteilig gewichtet gemäß der jeweiligen Erfassungsquote (vgl. Tabelle 4 und 5.3.2).

Tabelle 4. Angesetzte Erfassungsquoten

Anfallort derzeit beseitigt [kt] Fraktion				Erfassungsquoten			
				werk- stofflich	SVZ	Hoch- ofen	Zement- ofen
Restmüll Haushalte	595	KS insgesamt		80%	80%	80%	80%
HM-ähnliche Gewerbeabfälle	185	KS insgesamt			80%	80%	80%
Sperrmüll Haushalte							
	130	KS insgesamt			90%	90%	90%
davon	4,5	Rohre		90%		90%	90%
	30	Matratzen und Polster		95%		95%	95%
Gewerbeabfälle über private Entsorger							
	402	KS insgesamt		80%	80%	80%	80%
davon	17	Rohre		80%		80%	80%
	35	Agrarfolien				80%	80%
	5	Baufolien				80%	80%
	15	Kabel		80%			
	30	E&E-Geh., nicht brom.		80%			
Shredderbetriebe							
	112	KS insgesamt			100%	100%	100%
davon	11	PUR-Sitze Auto		100%		100%	100%

Dies berücksichtigt, dass nicht die komplette Fraktion für eine Verwertung erfasst werden kann. Die nicht zur Verwertung erfassten Mengen sind anderweitig zu entsorgen – i.d.R. werden sie wie bisher beseitigt werden (gem. Modellannahme in der vorliegenden Studie über MVA, siehe oben). Die angesetzten Erfassungsquoten orientieren sich für den Restmüll aus Haushalten und den hausmüllähnlichen Gewerbeabfall an der DSD-Sammlung. Für den Sperrmüll sind die Erfassungsquoten unter der Voraussetzung von flächendeckend vorhandenen Wertstoffhöfen (das ist derzeit für Deutschland nicht der Fall!) abgeschätzt worden. Für den Anfallort Gewerbeabfälle über private Entsorger wurden die Erfassungsquoten mangels belastbarer Daten generell wie für den Hausmüllbereich abgeschätzt. Für die Shredderleichtfraktion aus den Shredderbetrieben kann davon ausgegangen werden, dass sie für alle Verfahren quantitativ erfasst wird. Das gleiche gilt für die Autositze, die vor dem Shredder demontiert wurden.

Aus den Erfassungsquoten ergeben sich die in der folgenden Tabelle 5 genannten Mengen, die für die einzelnen Verwertungsoptionen potentiell bereitgestellt werden könnten. Die Differenz zu der Gesamtmenge (Spalte „derzeit beseitigt [kt]“) wird in der MVA entsorgt.

Schon in den Einzelsystemen wurde als wesentliche Modellannahme hinterlegt, dass sämtliche Abfälle aus der Sortierung und Aufbereitung in der MVA entsorgt werden, auch wenn u.U. andere Verwertungsmöglichkeiten dafür bestehen. Insgesamt ergibt sich damit, dass alle Abfälle, die nicht in das Zielverfahren eingesetzt werden bzw. werden können, über die MVA entsorgt werden.

Da die Entsorgungsoption MVA (als Vertretung für die derzeitige Beseitigung) das Referenzsystem bildet, muss davon ausgegangen werden, dass die Abfälle vollständig in dieser Option behandelt werden können.

Tabelle 5. Potentiell erfassbare Mengen für die Verwertung in den verschiedenen Optionen

Anfallort	derzeit beseitigt [kt]	Fraktion	potentielle Mengen [kt] für System mit				
			werk- stofflich	SVZ	Hoch- ofen	Zement- ofen	MVA
Restmüll Haushalte	595	KS insgesamt	476	476	476	476	595
HM-ähnliche Gewerbeabfälle	185	KS insgesamt		148	148	148	185
Sperrmüll Haushalte							
	130	KS insgesamt		117	117	117	130
davon	4,5	Rohre	4		4	4	4,5
	30	Matratzen und Polster	29		29	29	30
Gewerbeabfälle über private Entsorger							
	402	KS insgesamt	322	322	322	322	402
davon	17	Rohre	14		14	14	17
	35	Agrarfolien			28	28	35
	5	Baufolien			4	4	5
	15	Kabel	12				
	30	E&E-Geh., nicht brom.	24				
Shredderbetriebe							
	112	KS insgesamt		112	112	112	112
davon	11	PUR-Sitze Auto	11		11	11	11

Vor dem Hintergrund der Tatsache, dass die hier betrachteten Abfälle derzeit noch beseitigt werden, sind die genannten Erfassungsquoten sicher als anspruchsvoll zu bezeichnen. Zur Realisierung sind zunächst geeignete Sammelsysteme zu etablieren. D.h. auch, dass die Endverbraucher entsprechend sensibilisiert werden müssen. Insgesamt muss für die genannten Erfassungsquoten von 80% und mehr davon ausgegangen werden, dass damit das maximal Mögliche abgebildet wird.

4.2.2 Einschränkungen

Wesentliche Einschränkungen ergeben sich aus den Einschränkungen für die Einzelsysteme (vgl. dort) und sind direkt übertragbar.

Die verwertbaren Mengen werden einerseits durch die Erfassung und die zur Verfügung stehende Sortier- bzw. Aufbereitungstechnik bestimmt - die Randbedingungen hierzu werden in der Studie weitgehend durch Annahmen und Abschätzungen festgelegt. Es ist andererseits anzumerken, dass die verwertbaren Mengen auch durch Marktbedingungen (Größe eines Marktes, Marktpreise, Akzeptanz,...) eingeschränkt sein können - diese werden hier nicht abgebildet. D.h., es kann keine Aussage darüber getroffen werden, ob die betrachteten Verwertungswege überhaupt bzw. in dem modellierten Umfang tatsächlich beschritten werden können, ob ggf. neue Märkte zu erschließen sind, Kapazitäten auszubauen sind etc. Dies ist aber auch nicht Ziel der Untersuchung. Hier wird davon ausgegangen, dass die erzeugten Verwertungsprodukte am Markt abgesetzt werden können und keine anderen Verwertungsprodukte verdrängen.

4.2.3 Ergebnisse für die anfallenden Mengen in den Entsorgungssystemen

Die Mengen aus Tabelle 5 werden mit den spezifischen Ergebnisse für das jeweils betrachtete Verfahren gemäß 4.1.5 multipliziert. Die Differenz zur insgesamt anfallenden Menge wird mit dem spezifischen Ergebnis für die MVA multipliziert. Die Summe aus beiden Resultaten ist das Ergebnis für die Entsorgung der insgesamt anfallende Menge einer Fraktion in dem Entsorgungssystem.

5 Datengrundlage

5.1 Verwendete Daten

Die Beschreibung der einzelnen Prozessschritte in den Verwertungssystemen musste naturgemäß auf Daten für andere Fraktionen bzw. darauf aufbauenden Abschätzungen und Plausibilitätsüberlegungen basieren, weil die betrachteten Wege noch nicht existieren. Als Quellen für die Beschreibung der Erfassungs-, Sortier-/Aufbereitungs- und Verwertungsprozesse dienten [1], [2], [3], [4], [5], [6] und [7].

Die wesentlichen daraus abgeleiteten Daten zu den „Kern“-Prozessen in den hier untersuchten Verwertungssystemen sind in den Fließbildern in Anhang A für die BASSysteme angegeben.

Bei anderen Prozessen war eine spezielle (d.h. im Rahmen dieser Studie eine kunststoffspezifische) Modellierung erforderlich, weil

- einerseits die Materialeigenschaften und -zusammensetzung des Inputs in diesen Prozessen eine wesentliche Rolle spielen,
- andererseits aber die in der vorliegenden Studie interessierenden Stoffströme nicht einem realen Input in diese Prozesse entsprechen, sondern als Bestandteil einer Gesamt-Inputfraktion vorliegen (für die Betrachtung in dieser Studie ist daher ein „Freischneiden“ notwendig).

Eine „einfache“ Allokation über einen Parameter ist hier nicht zielführend. An solchen Stellen wurden materialspezifische Modelle zur Gewinnung der erforderlichen Daten herangezogen. Betroffen sind die Verwertungsprozesse SVZ, Zementofen und MVA. Beim Hochofen wurde ein vereinfachtes Modell angesetzt.

Die Beschreibung der Energiebereitstellungsprozesse geschieht auf der Basis von Literaturangaben ([9], [10], [11], [12], [13]).

Die Daten für die Prozesse der substituierten Vorketten basieren auf Erhebungen, Literaturangaben und Modellen (vgl. Tabelle 6).

Tabelle 6. Datenquellen für die substituierten Vorketten

	Quellen
subst. Kunststoff-Vorketten	APME- Daten [8]
subst. Vorkette Dampf	VIK [12], IKARUS [13], GEMIS [9], [10]
subst. Vorkette Strom	VIK [12], IKARUS [13], Ökoinv. [11], GEMIS [9], [10]
subst. Vorkette Ofenwärme	GEMIS [9], [10], Modell VDZ/IVV
subst. Vorkette Schweröl	GEMIS [9], [10]
subst. Vorkette Methanol	GEMIS [9], [10], APME [8]

5.2 Datenkritik

Die verfügbare Datengrundlage (aus Erhebungen, Literatur) ist sowohl vom Zeitbezug als auch von der Qualität als nicht ganz einheitlich zu beurteilen. So liegt der Zeitbezug der verwendeten Daten z.B. zwischen etwa 1995 und 2000. Das bedeutet zwar nicht, dass die Daten generell für alle Prozesse überholt sind. Es ist aber davon auszugehen, dass dies bei dem einen oder anderen Prozess der Fall ist, neue Daten aber (noch) nicht verfügbar sind. Bei einigen Prozessen trifft dies sogar bekanntermaßen zu¹⁵.

Es ist daher nicht auszuschließen, dass auch bei den darauf aufbauenden, letztlich verwendeten Daten qualitative Unterschiede bestehen - oder dass mit gleicher Berechtigung auch andere Daten angesetzt werden könnten (→ Sensitivitätsbetrachtungen).

Die verfügbaren Daten mussten teilweise mit Abschätzungen auf die hier betrachteten Fraktionen und Gegebenheiten übertragen werden. Dies geschah soweit als möglich unter Berücksichtigung physikalischer oder zumindest plausibler Zusammenhänge. Zum Teil mussten dabei erhebliche Unklarheiten überbrückt werden, die zum einen auf die genannten qualitativen und zeitlichen Unterschiede, zum anderen aber auch auf die anderen Anfallorte und möglicherweise (das war aber nicht nachvollziehbar) auf spezielle Eigenheiten der Stoffströme zurückzuführen waren.

So wurde z.B. bei der Aufbereitung zu den rohstofflichen und energetischen Verfahren u.a. auf Literaturangaben aus [1] zurückgegriffen, obwohl es nicht gesichert ist, dass die dort gemachten Angaben auf andere Anfallorte angewendet werden können. Im Fall vom SVZ ist nach aktuelleren aber nur qualitativen Angaben davon auszugehen, dass die Aufbereitung für andere Anfallorte weniger aufwendig ist und weniger Verluste mit sich bringt.

Bei der Verfahrensführung können im Rahmen von Ökobilanzen naturgemäß jeweils nur ganz bestimmte Bedingungen abgebildet werden. Zum Teil können bei ein und dem selben Prozess durchaus andere Prozessparameter oder – insbesondere bei den Verwertungsprozessen – sogar andere Verwertungsprodukte auftreten. Einige Varianten werden mit den durchgeführten Sensitivitätsbetrachtungen abgedeckt.

Da die Elementarzusammensetzung der Kunststoffabfälle nur ungefähr bekannt ist, sind die Modelle der Verwertungsprozesse entsprechend mit gewissen Unsicherheiten behaftet.

Hinsichtlich der Auswertung der in 3.7 genannten Kategorien ist zu berücksichtigen, dass keine Informationen zu Schadstoff-/Schwermetallgehalten der Kunststoffabfälle verfügbar waren (außer der qualitativen Einordnung gemäß Teilbericht 1)¹⁶. Daraus ergibt sich, dass insbesondere die Emissionen aus den Verwertungsprozessen in

¹⁵ Zum Beispiel werden aktuelle Daten zum Lösemittelverfahren zur PVC-Rückgewinnung erst nach Abschluss der Studie verfügbar sein.

¹⁶ Es ist zu erwarten, dass je nach Anfallort größere Unterschiede bei den Schadstoffgehalten bestehen. Entsprechend müssten genauere Untersuchungen für bestimmte Fraktionen an speziellen Anfallorten durchgeführt werden, um hier zu Aussagen zu gelangen. Wie schon beschrieben, kann dies die vorliegende Untersuchung vom Ansatz her nicht leisten.

dieser Beziehung unvollständig sind. Deswegen ist die Datenlage nicht geeignet, die Kategorien Ökotoxikologie und Humantoxikologie abzubilden.

In der vorliegenden Studie konnten nur für die Vorprodukte der PUR- Herstellung Angaben zu ODP- relevanten Emissionen ermittelt werden. Da ansonsten Informationen fehlen, konnte eine gleichmäßige Datenverfügbarkeit bzw. -qualität zu dieser Wirkungskategorie nicht gewährleistet werden. Daher musste auf eine Auswertung verzichtet werden.

Für die anderen Kategorien erscheinen die Prozessbeschreibungen für den Charakter der Untersuchung, nämlich Tendenzen aufzuzeigen und Anhaltspunkte zur Orientierung zu geben, jedoch grundsätzlich geeignet, auch wenn zur Kategorie POCP die Datenlage über die betrachteten Lebenswegabschnitte - was die Auflösung in einzelne Kohlenwasserstoffe angeht - nicht vollkommen gleichmäßig ist und die Aussagekraft für diese Kategorie damit eingeschränkt ist. Deswegen wird POCP nur zur Orientierung für die Einzelsysteme ausgewertet, nicht jedoch für die Entsorgungssysteme. Bei der Interpretation der Ergebnisse sind die Einschränkungen, die aus der Datenlage resultieren, zu berücksichtigen.

5.3 Weitere spezielle Randbedingungen und Festlegungen

5.3.1 Transporte

Für Transporte wurden im Rahmen dieser Studie Randbedingungen festgelegt, wie sie etwa bei Einführung der betrachteten Verwertungsoptionen im Markt vorzufinden sein könnten. Die Transportmittel, Transportentfernungen und Lademassen sind im einzelnen in Anhang A ausgewiesen.

5.3.2 Erfassungsquoten

Ein Teil der derzeit beseitigten Kunststoff-Abfälle sind Fehlwürfe, schwer identifizierbare Abfälle, nicht verwertbare Abfälle oder Abfälle in geringen Mengen, die auch mit ausgeklügelter Erfassung und Information kaum zu erreichen sind.

Diese Mengen gelangen nicht in die Verwertung. Sie werden über Erfassungsquoten abgebildet (vgl. Tabelle 4). Für die Aufbereitung zur weiteren Verwertung stehen also nur Teile der in Tabelle 3 genannten, derzeit beseitigten Mengen zur Verfügung. Die hier angesetzten Teilmengen sind in Tabelle 5 genannt.

5.3.3 Abschläge für störfstoffbelastete Kunststoffe und Verbunde

Die in Tabelle 5 genannten, erfassten Mengen stehen wegen Störfstoffbelastungen und/oder Verbundbauweisen nur in eingeschränktem Umfang für ein bestimmtes Verwertungsverfahren zur Verfügung. Entsprechend werden verfahrens- und fraktions-spezifische Mengenabschläge (vgl. Tabelle 7) abgeschätzt.

Vor allem für die noch nicht weiter vorsortierte Fraktion KS gesamt müssen je nach Verfahren Abschläge berücksichtigt werden. Neben den störfstoffbelasteten Mengen (gemäß Tabelle 3 in Teilbericht 2) sind bei der werkstofflichen Verwertung dieser Fraktion vergleichsweise hohe Abschläge wegen Verbunden anzusetzen. Je nach Anfallort werden Abschläge von bis zu 50% berücksichtigt. Für die Verwertung im

Hoch- oder Zementofen werden i.d.R. die störfstoffbehafteten Anteile (für alle drei betroffenen Anfallorte ca. 10%) als Abschlag angesetzt. Beim Anfallort Shredder kann die Fraktion KS gesamt (d.h. die (aufbereitete) Shredderleichtfraktion) spezifikationsbedingt allerdings nur zu einem wesentlich geringeren Anteil im Hochofen oder Zementofen eingesetzt werden: Aus der SLF-Aufbereitung werden mehrere Unterfraktionen mit Kunststoffen erzeugt, von denen nur eine für die beiden genannten Verwertungsverfahren genutzt werden kann. Entsprechend wird hier ein Abschlag von 70% angesetzt. Für SVZ und MVA wird davon ausgegangen, dass keine spezifikationsbedingten Abschläge zu berücksichtigen sind.

Für die werkstoffliche Verwertung von Matratzen wird ein 10%iger Abschlag für Verbunde berücksichtigt. Für die anderen Entsorgungswege (an dieser Stelle gemeint: Kombination aus Anfallort, Fraktion und Verfahren) sind keine spezifikationsbedingte Abschläge zu berücksichtigen.

Die ausgeschleusten Mengen fallen zusammen mit den verfahrensbedingten Verlusten in der Sortierung/Aufbereitung an und werden im Standardverfahren MVA entsorgt (vgl. auch 4.1.4 und Anhang A)

Tabelle 7. Angesetzte Abschläge aus Gründen der Spezifikation

Anfallort	derzeit beseitigt [kt] Fraktion		Abschläge			
			werk- stofflich	SVZ	Hoch- ofen	Zement- ofen
Restmüll Haushalte	595	KS insgesamt	36%	0%	10%	10%
HM-ähnliche Gewerbeabfälle	185	KS insgesamt		0%	10%	10%
Sperrmüll Haushalte						
	130	KS insgesamt		0%	0%	0%
davon	4,5	Rohre	0%		0%	0%
	30	Matratzen und Polster	10%		0%	0%
Gewerbeabfälle über private Entsorger						
	402	KS insgesamt	50%	0%	10%	10%
davon	17	Rohre	0%		0%	0%
	35	Agrarfolien			0%	0%
	5	Baufolien			0%	0%
	15	Kabel	0%			
	30	E&E-Geh., nicht brom.	0%			
Shredderbetriebe						
	112	KS insgesamt		0%	70%	70%
davon	11	PUR-Sitze Auto	0%		0%	0%

5.3.4 Aufbereitungsverluste

Die Aufbereitungsverluste sind aus den Fließbildern in Anhang A ersichtlich. Sie resultieren aus der Trenngenauigkeit eines Verfahrens und sind zusätzlich zu den Abschlägen zu berücksichtigen.

Es ist davon auszugehen, dass auch nach Abtrennung von störfstoffbehafteten Kunststoffen und Verbunden in der folgenden Aufbereitung weitere Anteile der jeweiligen Zielfractionen mit anderen Materialien abgetrennt werden. Diese stehen nicht mehr für den Einsatz in das angestrebte Verwertungsverfahren zur Verfügung. Die Höhe der angesetzten Verluste ist auch vor dem Hintergrund zu sehen, dass bestimmte Spezifikationen erreicht werden müssen und hier die bisher beseitigten (also meist nicht ohne weiteres verwertbaren) Kunststoffabfälle betrachtet werden.

In Sensitivitätsbetrachtungen wurden die Verluste in der Sortierung und Aufbereitung variiert.

5.3.5 Substitutionsfaktor

Eine weitere Vorgabe für die Untersuchung war, dass eine Substitution primärer Kunststoffe im Verhältnis (nahe) 1:1 stattfinden soll. Entsprechend sind die Randbedingungen für die Ökobilanzen zu setzen.

In den Basisvarianten wird daher von einem Substitutionsfaktor $S = 1$ ausgegangen.

In einer Sensitivitätsbetrachtung wurde der mögliche Einfluss auf das Ergebnis bei einem Substitutionsfaktor $S = 0,9$ untersucht.¹⁷ Der Einfluss aus der Nutzungsphase konnte dabei allerdings nicht berücksichtigt werden, weil hierzu konkrete Anwendungen betrachtet werden müssten. Im Rahmen der vorliegenden Untersuchung war die Identifizierung solcher konkreter Anwendungen aber nicht möglich, weil aufgrund der durchschnittlichen Betrachtung von Abfallströmen keine Spezifikationen ermittelt werden konnten. Das Ergebnis der Sensitivitätsberechnung entspricht daher der Bedingung, dass sich keine Effekte aus der Nutzungsphase ergeben. Insofern ist die durchgeführte Betrachtung zu $S < 1$ nur als Tendenz zu sehen. Je nach Anwendung kann das Ergebnis auch ungünstiger ausfallen.

5.3.6 Energieauskopplung in der MVA

Nach [2] wird in der Basisvariante von einer Energieauskopplung von 39 % bezogen auf den Energieinput durch den Brennstoff (unterer Heizwert H_u) ausgegangen. Die ausgekoppelte Nutzenergie verteilt sich zu 7,7 % auf Strom und zu 31,3 % auf Wärme/ Dampf.

Entsprechend der im Verwertungssystem ausgekoppelten Energiemenge wird Strom und Dampf gemäß dem deutschen Erzeugungsmix (s.u.) substituiert.

Für die Sensitivitätsbetrachtungen werden außerdem betrachtet

- Auskopplung von 70 % Wärme/Dampf, 0 % Strom und
- Auskopplung von 50 % Wärme/Dampf, 7,7 % Strom.

¹⁷ Auch $S > 1$ kann vorkommen, wenn ein Material eine andere Materialart substituiert. Bei Substitution des selben Materials (Sekundärprodukt und substituiertes Primärprodukt aus gleichem Material) tritt $S > 1$ nicht auf.

5.3.7 Durch Rezyklat substituierte Materialien

In der vorliegenden Studie wird - schon bei der Ableitung von potentiellen Wegen zur werkstofflichen Verwertung im Teilvorhaben 2 - davon ausgegangen, dass die Rezyklate aus der werkstofflichen Verwertung wieder die gleichen Kunststoffe substituieren. Eine Substitution von Holz oder Beton durch Kunststoffrezyklate wird nicht betrachtet (vgl. 4.1.4.5).

In den Ökobilanzen war diese Randbedingung zu übernehmen, d.h. beim werkstofflichen Recycling werden durch die erzeugten Rezyklate generell wieder primäre Kunststoffe substituiert.

Die jeweils gewonnenen Rezyklate und die entsprechend substituierten primären Kunststoffarten sind für die einzelnen Fraktionen in den Fließbildern in Anhang A genannt.

5.3.8 Im Zementofen substituierter Brennstoff

Für die Basisvariante wird davon ausgegangen, dass durch die Verfeuerung von Kunststoffabfällen Steinkohle substituiert wird.

Entsprechend der durch die Verfeuerung der Kunststoffe erzeugten Wärmemenge wird Wärme durch Verbrennung von Steinkohle substituiert und damit die Aufwendungen und Emissionen aus der Verbrennung sowie der Vorkette von Steinkohle vermieden.

Es wurde eine Sensitivätsbetrachtung durchgeführt, wobei Braunkohle statt Steinkohle substituiert wird.

5.3.9 Im Hochofen substituiertes Reduktionsmittel

Für die Basisvariante wird davon ausgegangen, dass durch den Einsatz von Kunststoffabfällen Schweröl als Reduktionsmittel substituiert wird.

Entsprechend wird die Bereitstellung von Schweröl als substituierte Vorkette berücksichtigt.

Die Menge des pro kg Kunststoff substituierten Schweröls wird über den C/H-Anteil im jeweiligen Kunststoff und im Schweröl errechnet.

Aufgrund der Datenlage wird davon ausgegangen, dass sich die sonstigen Inputs und Outputs in bzw. aus dem Hochofen beim Einsatz von Kunststoffen nicht von denen unterscheiden, die sich ohne Kunststoffeinsatz ergeben. In der Differenzbildung zwischen Verwertungssystem und substituierten Vorketten ergibt sich daher aus diesen sonstigen Größen kein Effekt.

Als Sensitivität wurde der Einsatz von Steinkohlestaub statt Schweröl als Reduktionsmittel betrachtet.

5.3.10 Durch die SVZ- Vergasung substituierter Herstell-Mix von Methanol

Aus der Umsetzung von Kunststoffabfällen im SVZ - Verfahren wird u.a. Methanol gewonnen. Dieses Methanol substituiert Methanol aus primären Rohstoffen.

Als substituierte Vorkette wird die Methanolherstellung aus primären Rohstoffen gemäß dem Versorgungsmix des deutschen Marktes herangezogen. Entsprechend werden 73,4 % des Methanols aus Erdgas, 22,1 % aus Rückstandsöl und 4,5 % aus Braunkohle gewonnen.

In einer Sensitivitätsberechnung wurde die Substitution der Methanolherstellung in Deutschland zugrundegelegt (näherungsweise mit 100 % aus Rückstandsöl angesetzt).

5.3.11 Durch Energieauskopplung substituierter Dampferzeugungs-Mix

Auf Grundlage von [12] wird von folgendem industriellen Erzeugungs-Mix in Deutschland 1999 ausgegangen:

4 % des Dampfes werden in Braunkohlekesseln erzeugt, 56 % in Erdgaskesseln, 18 % in Heizöl S Kesseln und 22 % in Steinkohle Kesseln.

5.3.12 Durch Energieauskopplung substituierter Strom-Mix

Ebenfalls basierend [12] wird von folgendem Stromerzeugungs-Mix in Deutschland ausgegangen (Tabelle 8).

Tabelle 8. Anteile an der Stromerzeugung in der Bundesrepublik Deutschland nach Energiequellen für 1999

Wasser- kraft	Stein- kohle	Braun- kohle	Heizöl	Erdgas	Kern- kraft	Andere	Total
4,3 %	25,3 %	26,6 %	0,5 %	8,0 %	34,1 %	1,1 %	100 %

6 Sachbilanzen

Für Verwertungssystem und substituierte Vorketten werden Energie- und Stoffflussanalysen nach DIN EN ISO 14040 durchgeführt. Alle Energie- und Stoffflüsse sind, abgesehen vom definierten Abfall-Input und vom normierten Produkt-Output, soweit in das System einzubeziehen, bis sie als Elementarflüsse ausgewiesen werden können. Als Elementarflüsse gelten in diesem Zusammenhang

- die Entnahme von Primärressourcen aus natürlichen Lagerstätten,
- Emissionen in Luft und Wasser und
- Abfallmengen an der Stelle ihrer endgültigen Ablagerung (als Indikator für die Naturraumbeanspruchung).

Für die in beiden Systemen betroffenen Prozessketten wird jeweils eine Auflistung dieser die Systemgrenzen überschreitenden Stoffflüsse vorgenommen (Sachbilanz, Ergebnisse siehe elektronischer Anhang).

Neben den Stoff- und Energieflüssen, deren „Vor- und Nachketten“ vollständig in den Bilanzraum eingeschlossen sind, können in der Sachbilanz Flussgrößen auftreten, die nicht vollständig bilanziert sind, weil entweder

- die Datenlage das Ansetzen grober Schätzungen bzw. das Abschneiden einiger Stoffflüsse notwendig macht oder weil
- es sich um Minor- Stoffflüsse handelt, die in dem jeweiligen Prozess, in dem sie eingesetzt werden, nach einem Massenanteilkriterium ($< 3\%$) identifiziert werden und deren Vorkette nicht bilanziert wird.

Die Behandlung dieser unvollständig bilanzierten Stoffflüsse ist in Kap. 7.3 beschrieben.

Die positionsweise Differenzbildung zwischen den Sachbilanzergebnissen von Verwertungssystem und substituierten Vorketten ergibt unmittelbar den Effekt der Verwertung hinsichtlich der jeweiligen Sachbilanzposition. Der Produkt-Output „fällt“ bei der Differenzbildung „heraus“. Daraus ist abzuleiten, dass der Verbleib der Produkte irrelevant für das Ergebnis ist, wenn er für Verwertungs- und Referenzsystem als identisch vorausgesetzt worden ist. Die Ergebnisse einer solchen Differenzbildung sind für unterschiedliche Verwertungsverfahren direkt vergleichbar, sofern für die verschiedenen Verwertungsszenarien von gleicher Abfallzusammensetzung und von einer Normierung auf die gleiche Abfallmenge ausgegangen wird. Die „Vorgeschichte“ der Abfälle ist dann ebenfalls nicht relevant für den Vergleich.

Die Auswertung und die weitere Diskussion erfolgt anhand der Wirkungsindikatorergebnisse in verschiedenen Wirkungskategorien, die aus den Sachbilanzergebnissen abgeleitet werden (siehe folgendes Kapitel).

7 Wirkungsabschätzung

7.1 Allgemeines

Die Bestandteile der im Rahmen der vorliegenden Studie durchgeführten Wirkungsabschätzung sind in Kap. 3.7 beschrieben.

Zunächst ist eine **Auswahl von Wirkungskategorien** zu treffen inklusive zugehöriger **Wirkungsindikatoren** und **Modelle**.

In der **Klassifizierung** werden Sachbilanzdaten zu Gruppen zusammengefasst und den ausgewählten Wirkungskategorien zugeordnet.

In der **Charakterisierung** werden die Sachbilanzdaten mit Hilfe sogenannter Charakterisierungsfaktoren zu Wirkungsindikatorergebnissen zusammengefasst. Die Charakterisierungsfaktoren sind im Anhang für die einzelnen Wirkungskategorien aufgelistet.

Die Beschreibung wird an dieser Stelle kategorieweise vorgenommen. Dies erfolgt für diejenigen Kategorien, die im Rahmen dieser Untersuchung ausgewertet wurden.

Wie in 5.2 beschrieben, können die Kategorien

- direkte Gesundheitsschädigung,
- direkte Schädigung von Ökosystemen und
- Stratosphärischer Ozonabbau

aufgrund der Datenlage nicht abgebildet werden. Bei den beiden erstgenannten Kategorien ist zusätzlich darauf hinzuweisen, dass die Sachbilanzdaten keinen räumlichen Bezug haben und daher keine Expositionsbetrachtungen vorgenommen werden können. Diese sind aber für die Abschätzung der toxikologischen Wirkung der verschiedenen Stoffe erforderlich. Unter anderem wegen dieser Diskrepanz gibt es derzeit noch keine allgemein akzeptierte Methode zur Zusammenfassung verschiedener toxikologischer Wirkungen im Rahmen von Ökobilanzen.

In den optionalen Bestandteilen **Normierung** und **Rangbildung** werden diese Ergebnisse weiter aufbereitet.

7.2 Beschreibung der untersuchten Wirkungskategorien

7.2.1 Kategorien zum Ressourcenverbrauch

Die Indikatorergebnisse vom Typ Ressourcenverbrauch leiten sich aus allen Input-Positionen des Systems ab. Es handelt sich um Primärrohstoffe und Energieträger, die innerhalb des Bilanzraumes entlang ihrer Vorkette zurückverfolgt werden bis zu ihrer natürlichen Lagerstätte.

Energieäquivalent nicht erneuerbarer und erneuerbarer energetisch bewertbarer Ressourcen

Energetisch bewertbare Ressourcen werden in erneuerbare und nicht erneuerbare Ressourcen unterschieden. Zur Bestimmung des Energieinhaltes der energetisch bewertbaren Ressourcen geht man von dem Massenstrom aus, der dem natürlichen Vorkommen entnommen wird und von dessen unterem Heizwert (Tabelle 9). Dies ist unabhängig von der Frage ob der Rohstoff stofflich („feedstock“) oder als Energieträger verwendet wird. Als Ausnahmen gelten in diesem Zusammenhang Kernenergie und Wasserkraft. Im Falle der Wasserkraft wird die potentielle Energie des Wassers zur Quantifizierung des energetisch bewertbaren Ressourcenverbrauches herangezogen, während das erforderliche Uranerz zur Nuklearstrom-Erzeugung in Energieäquivalenten in Kilowattstunden angegeben wird. Damit werden in der Wirkungsabschätzung auch die nicht massenstrom-gebundenen, energetisch bewertbaren Ressourcen-Inputs berücksichtigt.

In der Auswertung wurden erneuerbare und nicht erneuerbare energetisch bewertbare Ressourcen separat quantifiziert und gemeinsam (addiert) ausgewiesen. Das heißt, dass sie beide mit dem Gewichtungsfaktor 1 MJ/MJ zu einem Kriterium "energetisch bewertbare Ressourcen" zusammengefasst werden.

Tabelle 9. Heizwerte der Primärenergieträger (beispielhafte Auswahl)

Verwendete untere Heizwerte von Primär-Energieträgern	
Rohbraunkohle	8,795 MJ/kg
Rohsteinkohle	29,3 MJ/kg *
Rohgas	33,8 MJ/m ³
Rohöl i. d. Lagerstätte	42,6 MJ/kg

* für Kohleanteil, ohne Abraum

Rohöläquivalent

In der Kategorie Rohöläquivalent werden die Reichweite (R) und der Heizwert (H_u) einer Ressource ins Verhältnis zu diesen Werten für Rohöl gesetzt. Dadurch werden die Ressourcen anders gewichtet als beim Primärenergieäquivalent¹⁸.

Der Rohöl-Äquivalenzfaktor R_{aq} errechnet sich zu $R_{aq} = R_{öl}/R_{Ress} \cdot H_{u,Ress}/H_{u,öl}$

¹⁸ Das Rohöl wird hier deutlich stärker gewichtet als bei der Kategorie Primärenergiebedarf.

Mit diesem Faktor wird die jeweilige Sachbilanzgröße multipliziert. Die Rohöläquivalenzfaktoren sind in Tabelle 10 genannt.

Tabelle 10. Rohöl-Äquivalenzfaktoren der Primärenergieträger (Auswahl)

Verwendete untere Heizwerte von Primär-Energieträgern	
Rohbraunkohle	0,0409 kg Rohöl/kg
Rohsteinkohle	0,1836 kg Rohöl/kg
Rohgas	0,4 kg Rohöl/m ³
Rohöl i. d. Lagerstätte	1 kg Rohöl/kg

7.2.2 Kategorien zu Abfallmengen als Indikator für Naturraumbeanspruchung

Abfälle werden den genannten Kategorien erst am Ort ihres endgültigen Verbleibs zugeordnet. Alle Abfallbehandlungsschritte vor der endgültigen Ablagerung sind prinzipiell Bestandteile des betrachteten Bilanzraumes.

Die Kategorie **Siedlungsabfall** umfasst Haushaltsabfälle und hausmüllähnlichen Gewerbeabfall, allerdings kann sie auch chemisch inerte Verbrennungsrückstände einschließen.

In die Kategorie **Sonderabfälle** fallen Produktionsrückstände und Abfälle aus der Energiebereitstellung, die nicht auf Siedlungsabfalldeponien abgelagert werden dürfen.

Nicht alle Abfälle, die in den betrachteten Systemen dokumentiert sind, können immer zweifelsfrei bestimmten Abfallkategorien zugeordnet werden. In diesen Fällen wird versucht aus der Zusammensetzung der Abfälle eine Zuordnung der Abfälle nach deutschem Abfallrecht zu vollziehen. Dabei wird zwischen der Ablagerung in „geschlossenen“ und „offenen“ Endablagerstellen unterschieden. Endablagerstellen für Sonderabfälle sind gegenüber der natürlichen Umgebung abgeschlossen. Für diesen Typ von Endablagerstellen werden keine Langzeit-Emissionen in der Sachbilanz ausgewiesen. Die Abfälle werden hier nur als Stoffmengen (Masse) ausgewiesen. Für Abfälle diese Typs sind nicht nur besondere Anforderungen an die Eigenschaften der Ablagerungsstelle zu stellen, sie erfordern zusätzlich eine Dauerüberwachung über sehr lange Zeiträume.

Siedlungsabfalldeponien sind Endablagerstellen die einen Stoffaustausch mit der natürlichen Umgebung nicht vollständig unterbinden („offen“). Das bedeutet, dass Langzeit-Emissionen von der Deponie an die natürliche Umgebung abgegeben werden, trotz Sickerwassererfassung und Deponiegasabsaugung.

Auf Deponien dieses Typs abgelagerte Abfälle verursachen

- Inanspruchnahme von Deponiekapazität unmittelbar bei der Ablagerung und
- Emissionen während eines langen Zeitraumes (für 100 Jahre berechnet).

Beides wird in der Sachbilanz ausgewiesen und parallel in unterschiedlichen Wirkungskategorien berücksichtigt (Inanspruchnahme von Deponiekapazität, GWP, Versauerungs- und Eutrophierungspotential, POCP).

7.2.3 Emissionsbezogene Wirkungskategorien

Eutrophierungspotential

Eutrophierung ist die Übersättigung von Ökosystemen mit essentiellen, nicht kohlenstoffhaltigen Nährstoffen. Dies führt potentiell zu schweren Störungen des biologischen Gleichgewichtes in lokalen Mikrosystemen aber auch in Makrosystemen und insbesondere zur Unterversorgung mit den jeweils nicht im Übermaß verfügbaren Nährstoffen. Zur Bestimmung des Eutrophierungspotentials werden alle Stickstoff (N) - haltigen und Phosphor (P) - haltigen Emissionen betrachtet, die in einem vegetationsrelevanten Zeitraum bioverfügbaren Stickstoff und Phosphor freisetzen. Dabei wird Phosphat als Referenz-Substanz angesetzt. Eine Auswahl von Eutrophierungsäquivalenten findet sich in Tabelle 11 und Tabelle 12. Die Emissionen sind auf die Referenzsubstanz PO_4 umgerechnet (wobei 1 mol P genau 1 mol PO_4 entspricht).

Tabelle 11. Eutrophierungsäquivalente, terrestrisch (Auswahl)

Stoff	Eutrophierungsäquivalent
1 kg NH_3	3,68 mol PO_4
1 kg NO_x	1,36 mol PO_4

1 mol PO_4 entspricht 95 g PO_4

Tabelle 12. Eutrophierungsäquivalente, aquatisch (Auswahl)

Stoff	Eutrophierungsäquivalent
1 kg N	4,46 mol PO_4
1 kg NH_4^+	3,47 mol PO_4
1 kg NO_3^-	1,01 mol PO_4
1 kg NO_2^-	1,36 mol PO_4
1 kg P	32,29 mol PO_4

1 mol PO_4 entspricht 95 g PO_4

Versauerungspotential

Entscheidend für das Versauerungspotential ist die Freisetzung von Protonen. Deshalb werden alle luft- und wassergetragenen Emissionen des untersuchten Systems hinsichtlich ihres Potentials Protonen freizusetzen beurteilt. Nachdem die Wahrscheinlichkeit, wassergebundene Protonenakzeptoren anzutreffen, sehr gering ist, wird ein entsprechender Neutralisierungseffekt in der Berechnung nicht berücksichtigt. Die Versauerungsäquivalente einiger Emissionen sind in Tabelle 13 genannt.

Tabelle 13. Versauerungsäquivalente einer Auswahl von Emissionen

Stoff	Versauerungsäquivalent
1 kg NO _x	10,93 mol SO ₂
1 kg NH ₃	14,7 mol SO ₂
1 kg NH ₄	13,89 mol SO ₂
1 kg SO ₂	15,61 mol SO ₂
1 kg H ₂ S	29,41 mol SO ₂
1 kg HCl	13,72 mol SO ₂
1 kg HF	25 mol SO ₂

1 mol SO₂ entspricht 64 g SO₂

Treibhauspotential (GWP)

Die potentiellen Beiträge zum anthropogenen Treibhauseffekt, die aus den entsprechend relevanten Einzelemissionen resultieren, sind in Tabelle 14 aufgeführt (CO₂-Äquivalente unter der Voraussetzung einer Verweilzeit von 100 Jahren in der Atmosphäre).

Nachdem davon ausgegangen werden kann, dass die für Klimaveränderungen relevanten Zeiträume einige Jahrzehnte betragen, wird CO₂, das aus der Verbrennung von nachwachsenden Materialien stammt, nicht als potentieller Beitrag zum anthropogenen Treibhauseffekt gezählt. Kohlenwasserstoff-Emissionen, deren Verweilzeit in der Atmosphäre aufgrund von Auswaschung mit Regen nicht ausreicht, um CO₂ zu bilden, werden ebenso wenig berücksichtigt.

Im Unterschied zur Methode der Fraunhofer Gesellschaft werden für NMVOC (Non Methane Volatile Organic Carbon) und CO in der aktuellen Publikation des Intergovernmental Panel for Climate Change (IPCC) [18] keine Äquivalenzfaktoren mehr angegeben¹⁹. In Tabelle 14 sind einige CO₂-Äquivalenzfaktoren genannt.

Tabelle 14. Potentieller Beitrag zum anthropogenen Treibhauseffekt - Äquivalenzfaktoren (Auswahl)

Stoff	GWP-Äquivalent
1 kg CO ₂	1 kg CO ₂
1 kg CO	2 kg CO ₂
1 kg CH ₄ aus fossilen Quellen	21 kg CO ₂
1 kg NMVOC	3 kg CO ₂
1 kg N ₂ O	310 kg CO ₂

¹⁹ Außerdem wird für Methan ein Wert von 23 angegeben. In der vorliegenden Untersuchung ist beides nicht ergebnisrelevant.

POCP

Diese Wirkungskategorie (Photochemical Ozone Creation Potential) wird im wesentlichen durch die Emission von Kohlenwasserstoffen bestimmt. Das Potential einzelner Emissionen wird relativ zum Potential von Ethylen dargestellt (Tabelle 15).

Tabelle 15. Äquivalenzfaktoren POCP (Auswahl)

Stoff	POCP-Äquivalent
1 kg Benzol	0,189 kg Ethen
1 kg Ethanol	0,268 kg Ethen
1 kg Kohlenwasserstoffe	0,4 kg Ethen
1 kg CH ₄	0,007kg Ethen
1 kg NMVOC	0,416 kg Ethen

7.3 Behandlung unvollständig bilanzierter Input- und Outputströme

7.3.1 Unvollständig bilanzierte Stoffflüsse auf der Inputseite

Bei den unvollständig sachbilanzierten Inputströmen handelt es sich um Hilfs- und Betriebsstoffe und nur in wenigen Einzelfällen um anteilmäßig wesentliche Produktbestandteile. Von diesen Stoffflüssen sind die Vorketten nicht bilanziert, jedoch ist die Masse und Art des Inputstroms bekannt. Der Inputstrom ist somit für die Wirkungsindekoren der Ressourcen-Inanspruchnahme zumindest überschlägig auswertbar. Die Emissionen seiner Vorkette sind in der Sach-Ökobilanz jedoch nicht erschlossen und entfallen deshalb auch als Beiträge zu den outputbezogenen Wirkungsindikatoren.

Die Erfassung der Ressourcenrelevanz erfolgte nach folgenden Gesichtspunkten:

- Heizwertbehaftete Inputströme wurden den energetisch bewerteten Ressourcen zugeordnet. Sie werden mit ihrem tatsächlichen Heizwert (nach erneuerbar/nicht erneuerbar unterschieden) und zusätzlich mit einer Veredelungsenergie (nicht erneuerbar) bewertet. Die Veredelungsenergie wurde dadurch ermittelt, dass der Inputstrom einer materialspezifischen Veredelungsstufe bzw. -klasse zugeordnet wird, für die jeweils ein einheitlicher mittlerer Wert für die massenspezifische Veredelungsenergie durch ingenieurgemäße Abschätzung ermittelt wird. Als materialspezifisch wurden z.B. drei unterschiedlich hoch veredelte Raffinerie(folge)produktklassen unterschieden.
- Nicht heizwertbehaftete Inputströme wurden bezüglich ihrer immanenten Veredelungsenergie abgeschätzt und diese der Kennzahl für nicht erneuerbare, energetisch bewertbare Ressourcen zugeordnet.
- In einzelnen Fällen werden auch Sekundärrohstoffe aus anderen Systemen im untersuchten Produkt-System verarbeitet, diese werden ebenfalls energetisch bewertet, solange der Beitrag des einzelnen Sekundärrohstoffs zum Gesamt-Energieäquivalent energetisch bewertbarer Ressourcen nicht mehr als 5 % beträgt.

7.3.2 Unvollständig bilanzierte Stoffflüsse auf der Outputseite

Grundsätzlich handelt es sich bei solchen Stoffflüssen um Sekundärrohstoffe oder endgültig, evtl. nach Behandlung abzulagernde Abfälle. In einzelnen Fällen kann diese Kategorisierung nicht entschieden werden (z.B. Rückstände unbekannter Art).

Die Sekundärrohstoffe werden als abgegebene Ressourcen behandelt, ihr Verwertungsnutzen außerhalb des untersuchten Bilanzraumes wird durch Gutschriften berücksichtigt. Bei der Festlegung der Gutschriften wird wie folgt vorgegangen. Zunächst werden alle Sekundärrohstoffe analog zur für die Inputseite beschriebenen Vorgehensweise energetisch bewertet. Für Sekundärrohstoffe für die auf der Basis der energetischen Bewertung mehr als 5 % des für den Bilanzraum ermittelten Gesamtenergiewertes gutgeschrieben wird, ist in einem zweiten Schritt ein Verfahren anzuwenden, das Gutschriften für alle untersuchten Umweltlastenpotentiale ausweist.

Rückstände unbekannter Art werden separat notiert, jedoch nicht in das System der untersuchten Wirkungskategorien aufgenommen.

7.4 Optionale Bestandteile

Wie folgend noch beschrieben wird (vgl. Kapitel 8), wird eine schrittweise Auswertung vorgenommen. Im Sinne der Zielstellung der Studie werden letztendlich Wirkungsinдикatorergebnisse ausgewiesen

- für Entsorgungssysteme (nicht nur einzelne Entsorgungswege), in denen
- die jeweiligen in Deutschland insgesamt zu berücksichtigenden Mengen an Kunststoffabfällen entsorgt werden.

In der Normierung werden diese Wirkungsindikatorergebnisse in Bezug gesetzt zu „Einwohner-Durchschnittswerten“.

Tabelle 16. Belastungswerte für Deutschland und Einwohner-Durchschnittswerte (EDW)

	Deutschland*	EDW*, (2)	Bezugsjahr	Quelle
Primärenergie	14.454 PJ	176.268 MJ	1998	[15]
Rohöläquivalente	200.758 t Rohöl-Äquiv.	2.447 kg	??	[14]
Wasserentnahme	15.900 Mt ⁽¹⁾	193.902 kg	1998	[15]
GWP	1.007 Mt CO ₂ -Äquiv.	12.280 kg CO ₂ -Äquiv	1998	[15]
Versauerungspotential	2.500 kt SO ₂ -Äquiv.	476 mol SO ₂ -Äquiv.	1998	[15]
Eutrophierung, terrestrisch	467 kt PO ₄ -Äquiv.	59.949 mmol PO ₄ -Äquiv.	1998	[14]
Eutrophierung, aquatisch	640 kt PO ₄ -Äquiv.	82.157 mmol PO ₄ -Äquiv.	1998	[14]
Siedlungsabfall	30.465 kt	372 kg	1998	[15]**
Sonderabfall	18.239 kt	222.427 g	1997	[15]
POCP	734 kt Ethen-Äquiv.	9 kg Ethen-Äquiv.	??	[14]

(1) ohne Kraftwerke

(2) Basis: 82.000.000 Einwohner in Deutschland

* ähnliche Werte sind auch aus anderen Quellen zu entnehmen oder errechenbar, z.B. [16], [17]

** berechnet ohne kompostierbare Abfälle aus Biotonne und ohne sonstige Getrennsammlung

Zusätzlich erfolgt eine Rangbildung durch die Auftraggeber (vgl. Abschnitt 3.7 und Teilbericht 5).

8 Wirkungsindikatorergebnisse und Normierung

Ziel der Untersuchung ist es, die Effekte der einzelnen Entsorgungsoptionen²⁰ gegenüber einer Behandlung in einer durchschnittlichen MVA für die in Deutschland relevanten Stoffströme an KS-Abfällen aus Gewerbe und privaten Haushalten (Nicht-Verpackungen) zu ermitteln, darzustellen und zu diskutieren. Dies geschieht anhand der Wirkungsindikatorergebnisse.

Die Behandlung in einer durchschnittlichen MVA bildet dabei das sogenannte „Referenzsystem“.

Die einzelnen Schritte der Auswertung wurden schon genannt. Hier wird die Umsetzung dieser Schritte beschrieben.

8.1 Spezifische Ergebnisse für die einzelnen Optionen

8.1.1 Berechnungsweg

Zunächst werden die aus den Prozessen des „Verwertungssystems“ (vgl. Abbildung 12 links)

- Erfassung (Transport),
- Sortierung,
- Aufbereitung,
- Verwertung

resultierenden spezifischen (d.h. bezogen auf eine bestimmte Menge; hier 1000 kg erfassten KS-Abfall) Sachbilanz- und Wirkungsindikatorergebnisse ermittelt (vgl. 4.1.5).

Die notwendigen Transporte zwischen den Prozessen und die Bereitstellung der erforderlichen Prozessenergie werden berücksichtigt.

Für die im jeweiligen Verwertungssystem erzeugten Produkte werden über „Komplementärprodukte“ und die zugehörigen Prozessketten (die sogenannten „substituierten Vorketten“) Gutschriften erteilt. Dies entspricht einer Erweiterung des Bilanzraums, durch den die Substitution von Primärprodukten durch die jeweiligen Verwertungsprodukte berücksichtigt wird.

²⁰ Unter dem Begriff Entsorgung wird sowohl die Entsorgung zur Verwertung als auch die Entsorgung zur Beseitigung verstanden

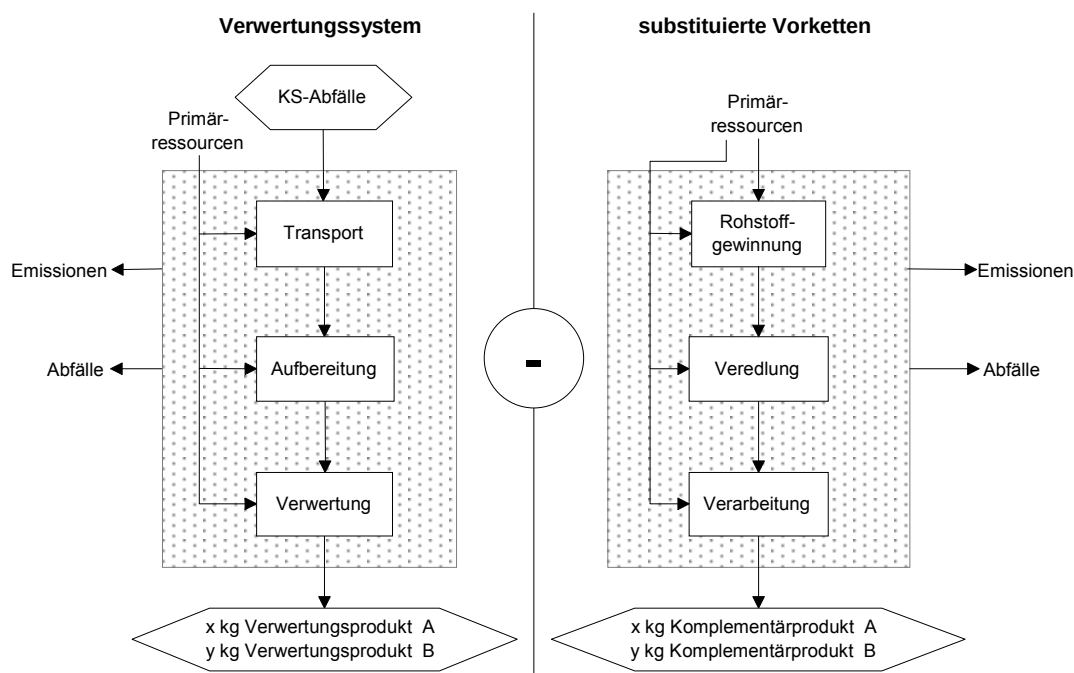


Abbildung 12. Verwertungssystem und substituierte Vorketten (allgemein, schematisch)

Die aus der Verwertung resultierenden Nettoergebnisse - auch „spezifische Ergebnisse“ - der einzelnen Systeme werden jeweils durch eine Differenzbildung

"Indikatorergebnis für Verwertungssystem - Indikatorergebnis für subst. Vorketten"

ermittelt. Diese Differenzbildung wird wirkungskategorieweise durchgeführt und ergibt unmittelbar den „Nettoeffekt“ einer Verwertung hinsichtlich der jeweiligen Wirkungskategorie.

Die Ergebnisse einer solchen Differenzbildung sind für unterschiedliche Verwertungsverfahren direkt vergleichbar, sofern für die verschiedenen Verwertungsszenarien von gleicher Abfallzusammensetzung und von einer Normierung auf die gleiche Abfallmenge ausgegangen werden kann.

8.1.2 Ergebnisse für Basissysteme

Beispielhaft sind die Ergebnisse in der Kategorie Primärenergieäquivalent für die Fraktion „KS gesamt“ am Anfallort „Restmüll Haushalte“ in Abbildung 13 grafisch aufbereitet. Nach oben (mit positivem Vorzeichen) sind die „Lasten“ aus dem Verwertungssystem, nach unten (negativ) sind die Gutschriften abgetragen. Das jeweilige Nettoergebnis ergibt sich als Differenz (schraffierte Balken).

Diese Ergebnisse sind bezogen auf 1000 kg erfassten Kunststoffabfall. Sie werden als wichtige Zwischenergebnisse für die durchgeführten Berechnungen ermittelt. Die kompletten Ergebnisse für alle durchgeführten Berechnungen finden sich tabellarisch im Anhang B.

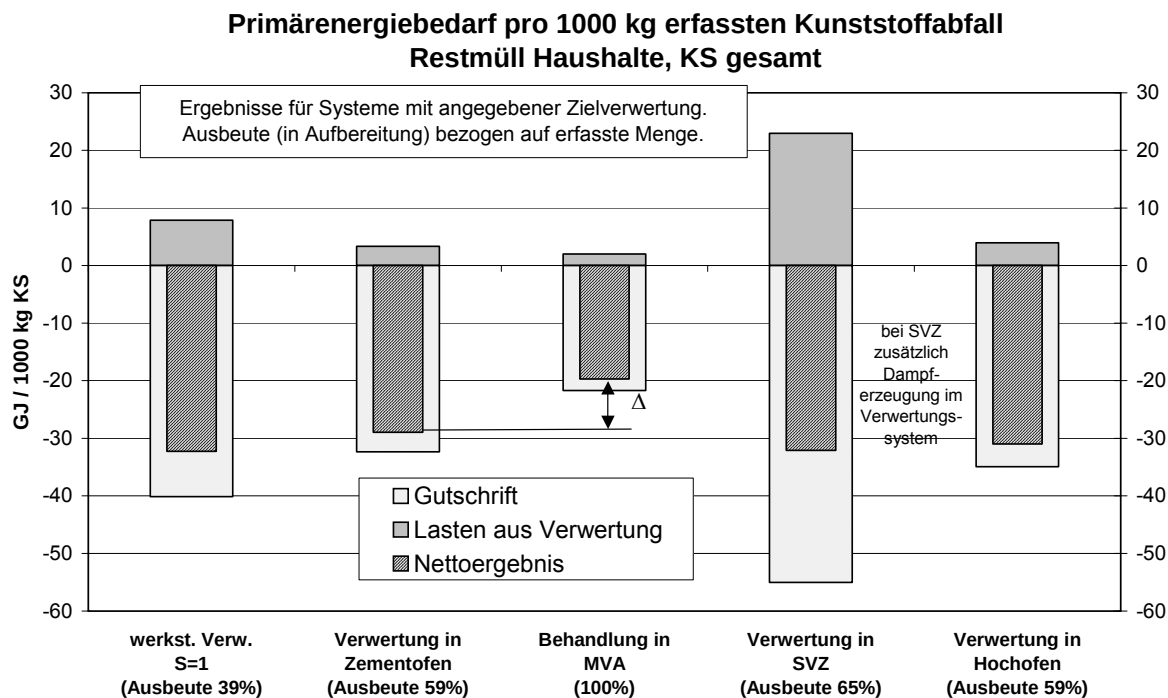


Abbildung 13. Spezifische Nettoergebnisse aus Last- und Gutschriften (beispielhaft Primärenergieäquivalent für die Fraktion KS gesamt am Anfallort Restmüll Haushalte)

8.1.3 Betrachtungen zur Übertragbarkeit

Da explizite Berechnungen nur für eine Auswahl durchgeführt werden konnten und sollten (vgl. Ziel und Untersuchungsrahmen sowie Teilbericht 2), wurden Betrachtungen zur Übertragbarkeit von Ergebnissen für die rohstofflichen und energetischen Verfahren auf andere Anfallorte durchgeführt.

Dazu wurden beispielhaft die explizit berechneten Ergebnisse für die Fraktion KS gesamt aus den Anfallorten Restmüll Haushalte und Shredder betrachtet. Dieser Vergleich ist für das Primärenergieäquivalent in Abbildung 14 gezeigt. Für die anderen Kategorien finden sich analoge Darstellungen im Anhang C.

Die gezeigten Unterschiede ergeben sich aus anderen Transportentfernungen und Lademassen, anderen Aufbereitungsschritten und -aufwendungen sowie anderen Ausbeuten (Tabelle 17). Trotz dieser Unterschiede sind die Abweichungen in den Ergebnissen meist bemerkenswert gering.

Tabelle 17. Ausbeuten in der Aufbereitung

	System Zementofen	System MVA	System SVZ	System Hochofen
Anfallort Restmüll Haushalte	59%	100%	65%	59%
Anfallort Shredder	25%	100%	83%	25%

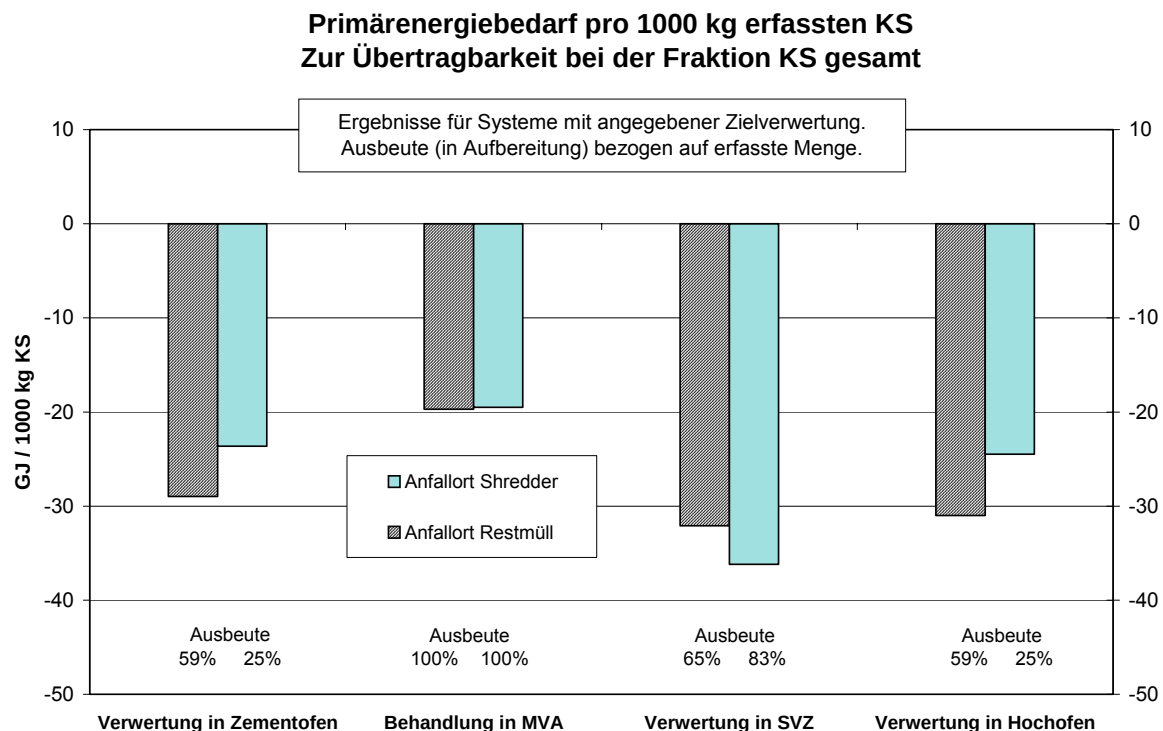


Abbildung 14. Primärenergie-Nettoergebnisse (spezifisch) für die Fraktion KS gesamt aus zwei verschiedenen Anfallorten

Sogar die bei der in Abbildung 14 angestellten Gegenüberstellung bestehenden Unterschiede in der Erfassung und bei den Ausbeuten haben demnach nur in Ausnahmen Einfluss auf die ermittelten Tendenzen bei einem Vergleich der Verfahren. Das kann prinzipiell natürlich auch daran liegen, dass sich verschiedene Effekte gegenseitig aufheben. Dem steht aber entgegen, dass für eine angestrebten Verwertung im SVZ beim Anfallort Restmüll Haushalte sowohl bei den Transporten als auch bei der Ausbeute ungünstigere und nur beim Energiebedarf etwas günstigere Randbedingungen angesetzt sind als beim Anfallort Shredder. Trotzdem stimmen auch für dieses System die Ergebnisse in der Größenordnung und in der Tendenz gegenüber den anderen Verfahren gut überein.

Einschränkend muss darauf hingewiesen werden, dass für die Fraktionen „KS gesamt“ mangels genauer Kenntnis immer die gleiche Elementarzusammensetzung angesetzt wurde. Aus Abweichungen von dieser „Standard-Zusammensetzung“ je nach Anfallort können sich weitere Unterschiede ergeben.

Da man aber für die hier erforderliche Genauigkeit (in einer Untersuchung mit abschätzendem Charakter) eine ungefähre Übereinstimmung in der Elementarzusammensetzung annehmen kann, ergibt sich aus der durchgeführten Betrachtung, dass die Nettoergebnisse für eine Fraktion von der Tendenz her (nicht quantitativ!) im großen und ganzen ganz gut von einem Anfallort auf einen anderen übertragbar sind – von einzelnen Ausreißern abgesehen.

Soweit die Unterschiede zwischen den energetischen und rohstofflichen Verfahren einerseits und der für manche Fraktionen außerdem (explizit) berechneten Option

„werkstoffliche Verwertung“ andererseits groß genug sind, sind auch Aussagen zu Tendenzen aus dieser Gegenüberstellung zulässig.

Insgesamt bedeutet das, dass die explizit berechneten Ergebnisse für rohstoffliche und energetische Verfahren zur Orientierung für andere Anfallorte (aber gleiche/ ähnliche Fraktionen) herangezogen werden können. Für andere Fraktionen ist die Übertragbarkeit weiter eingeschränkt, da dann die Materialeigenschaften (Heizwert, Elementarzusammensetzung, etc.) eine Rolle spielen.

Allgemeine, endgültige oder quantitative Aussage für diese anderen Anfallorte können aus einer solchen Betrachtung jedoch nicht abgeleitet werden. Dies verbietet sich aufgrund des orientierenden Ansatzes der Untersuchung im übrigen sogar auch für die explizit berechneten Ergebnisse: Aussagen zu Einzellösungen können keinesfalls getroffen werden, weil hier mit Ansätzen für die durchschnittlichen Gegebenheiten gerechnet wurde.

8.1.4 Dominanzanalyse

Eine Dominanzanalyse wurde für die Einzel-Berechnungen gem. Abbildung 13 bzw. Anhang B zur Fraktion KS, gesamt aus Restmüll Haushalte durchgeführt. Es wurden jeweils die einzelnen Beiträge der substituierten Vorketten ermittelt und die Ergebnisse für die Verwertungssysteme analysiert.

Für die Ergebnisse der Verwertungssysteme (ohne Gutschriften für die substituierten Vorketten) sind demnach vor allem der

- Prozessenergiebedarf sowie die
- Verwertungsprozesse (SVZ, Zementofen und MVA)

relevant – letztere vor allem bei den Emissionen und Abfällen. Als potentiell ergebnisrelevante Parameter für das Verwertungssystem müssen zunächst außerdem die

- Aufbereitungsverluste

angesehen werden, obwohl schon argumentiert wurde, dass die Ausbeute in der Aufbereitung das Nettoergebnis (d.h. incl. Gutschriften) in der Regel nicht sehr wesentlich beeinflusst.

- Transporte

spielen nur bei einzelnen Kategorien ein Rolle, können dort aber deutlich das Ergebnis beeinflussen.

Zum Nettoergebnis tragen außerdem die

- substituierten Vorketten

maßgeblich bei. Dabei kann sowohl die Art der substituierten Vorkette – z.B. Braunkohlefeuerung statt Steinkohlefeuerung im Zementofen – als auch die substituierte Menge – z.B. gem. ausgekoppelte Nutzenergie bei der MVA oder gem. Substitutionsfaktor S bei werkstofflicher Verwertung – Einfluss haben. Die jeweiligen Beiträge durch die substituierten Vorketten können Anhang B entnommen werden. In einigen Kategorien bestimmen die substituierten Vorketten das Nettoergebnis.

8.1.5 Spezifische Effekte gegenüber der MVA aus Differenzbetrachtung

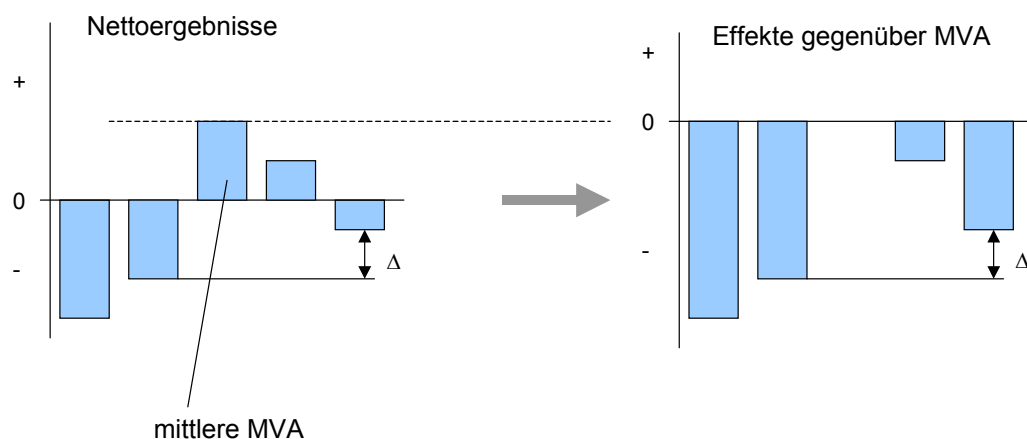
In der Abbildung 13 repräsentiert die x-Achse einen „Null-Effekt“. Schnittstelle ist der Systeminput „KS-Abfälle“. Das ist die Stelle ab der die Abfälle überhaupt erst behandelt werden. D.h., die x-Achse bildet die rein hypothetische Option „Abfälle nicht entsorgen“ (auch nicht deponieren, transportieren o.ä.!) ab. Das ist natürlich keine wirkliche Alternative.

Deswegen werden in der weiteren Auswertung die spezifischen Effekte gegenüber einem Referenzsystem zur Entsorgung abgebildet und diskutiert. Wie schon erwähnt, wird dafür die Entsorgung in einer durchschnittlichen MVA angesetzt. Das ist die durchschnittliche „Standard-Entsorgung“ nach derzeitiger Praxis unter der Vorgabe, nicht zu deponieren (im Vorgriff auf die ab 2005 greifende Rechtslage).

Die Ergebnisse „spezifischer Effekt gegenüber MVA“ errechnen sich jeweils zu

$\text{Spezifischer Effekt für die betrachtete Option} - \text{Spezifischer Effekt für die MVA.}$

Eine solche Differenz ist beispielhaft für die Verwertung im Zementofen in Abbildung 13 als „ Δ “ eingetragen. In Abbildung 15 sind die beiden unterschiedlichen Arten der Auswertung/Darstellung schematisch und mit fiktiven Ergebnissen gegenüber gestellt.



Von den Nettoergebnissen wird jeweils der gleiche Betrag (das Nettoergebnis für die MVA) abgezogen. Die Differenzen zwischen den Verfahren bleiben unverändert (Δ).

Abbildung 15. Nettoergebnisse und Effekte gegenüber dem Bezugssystem MVA

Bei Anwendung dieser Methode bleiben die absoluten Unterschiede zwischen den einzelnen Entsorgungsoptionen unverändert. Für alle Optionen wird lediglich ein immer identischer „Sockelbetrag“ subtrahiert (d.h., die Nulllinie wird verschoben).

Prozentuale Vergleiche zwischen den Verfahren sind jedoch nicht direkt übertragbar. Sie sind immer nur für die jeweilige Sichtweise gültig, weil ggf. unterschiedliche Ergebnisse als Bezug und damit zu 100% gesetzt werden. Sie sind daher immer erklärungsbedürftig und sollten nach Möglichkeit vermieden werden.

Im Prinzip stellen beide Grafiken in Abbildung 15 also den selben Sachverhalt dar. Rein optisch ist dies wegen der angesprochenen Verschiebung in der relativen

Sichtweise aber nicht der Fall. Insofern legt jede Darstellung – egal welche gewählt wird – immer eine bestimmte Sichtweise und letztendlich Interpretationen und Schlussfolgerungen nahe.

Auf dieses Problem wird in der Folge nicht mehr explizit eingegangen, da es prinzipbedingt und daher nicht zu vermeiden ist. Selbstverständlich sind aber Äußerungen wie „bei geänderten Randbedingungen kann sich statt eines Vorteils ein Nachteil ergeben“ etc. unter diesem Vorbehalt zu sehen, denn sie beziehen sich ja auf die Nulllinie in der jeweiligen Grafik.

8.1.6 Sensitivitätsbetrachtungen

Es wurden Sensitivitätsbetrachtungen zu den in der Dominanzanalyse identifizierten maßgeblichen Parametern durchgeführt, soweit die getroffenen Festlegungen zu den Parametern mit Unsicherheiten behaftet sind oder andere Festlegungen mit der gleichen Berechtigung getroffen werden können. Durch diese Betrachtung können die Einflüsse geänderter Randbedingungen und Annahmen auf das Ergebnis abgeschätzt werden.

Diese Betrachtungen werden am Beispiel der Fraktion KS gesamt aus Restmüll Haushalten vorgenommen.

Aufgrund der festgestellten qualitativen Übertragbarkeit sollten die aus der Sensitivitätsbetrachtung ermittelten möglichen Bandbreiten auch für andere Anfallorte ungefähr gelten. Wie schon erwähnt, ist die Übertragbarkeit auf andere Fraktionen deutlich eingeschränkt, da dann die Materialeigenschaften (Heizwert, Elementarzusammensetzung, etc.) eine Rolle spielen. Dennoch sind die in der Sensitivitätsbetrachtung festgestellten Tendenzen von der Richtung her für andere Fraktionen ebenfalls gültig, nicht jedoch im quantitativen Sinn.

Die Auswertung der Sensitivitätsbetrachtungen wird auf der Basis der spezifischen Effekte gegenüber der mittleren MVA durchgeführt. Es werden dabei auch für die MVA zusätzliche Optionen betrachtet und deren Effekt gegenüber der durchschnittlichen MVA ermittelt.

Es wurden folgende Sensitivitätsbetrachtungen durchgeführt (in Klammern die Werte in der jeweiligen Basisvariante).

Für das System mit werkstofflicher Verwertung:

- Sortierverluste 30% (statt 20%) → Ausbeute 34% (statt 39%)
- Substitutionsfaktor $S = 0,9$ (statt $S = 1$)

Für das System mit Verwertung im Zementofen:

- Sortier- und Aufbereitungsverluste je 10% (statt 25% bzw. 13%) → Ausbeute 73% (statt 59%)
- Strombedarf in der Sortierung 300 kWh (statt 30 kWh)
- Substitution von Braunkohle (statt Steinkohle)

Für das System mit Behandlung in der MVA:

- Energieauskopplung von 7,7% Strom und 50% Dampf (statt 7,7% + 31,3%)
- Energieauskopplung von 0% Strom und 70% Dampf (statt 7,7% + 31,3%)

Für das System mit Verwertung im Hochofen:

- Sortier- und Aufbereitungsverluste je 10% (statt 25% bzw. 13%) → Ausbeute 73% (statt 59%)
- Strombedarf in der Sortierung 300 kWh (statt 30 kWh)
- Substitution von Steinkohle (statt Schweröl)

Für das System mit Verwertung im SVZ:

- Sortier- und Aufbereitungsverluste je 10% (statt 25% bzw. 13%) → Ausbeute 81% (statt 65%)
- Strombedarf in der Sortierung 300 kWh (statt 30 kWh)
- Substitution von Methanol aus Schweröl (statt Mix)

Zwei beispielhafte Auswertungen zeigen Abbildung 16 und Abbildung 17. Die Grafiken für die anderen Kategorien sind im Anhang D zu finden.

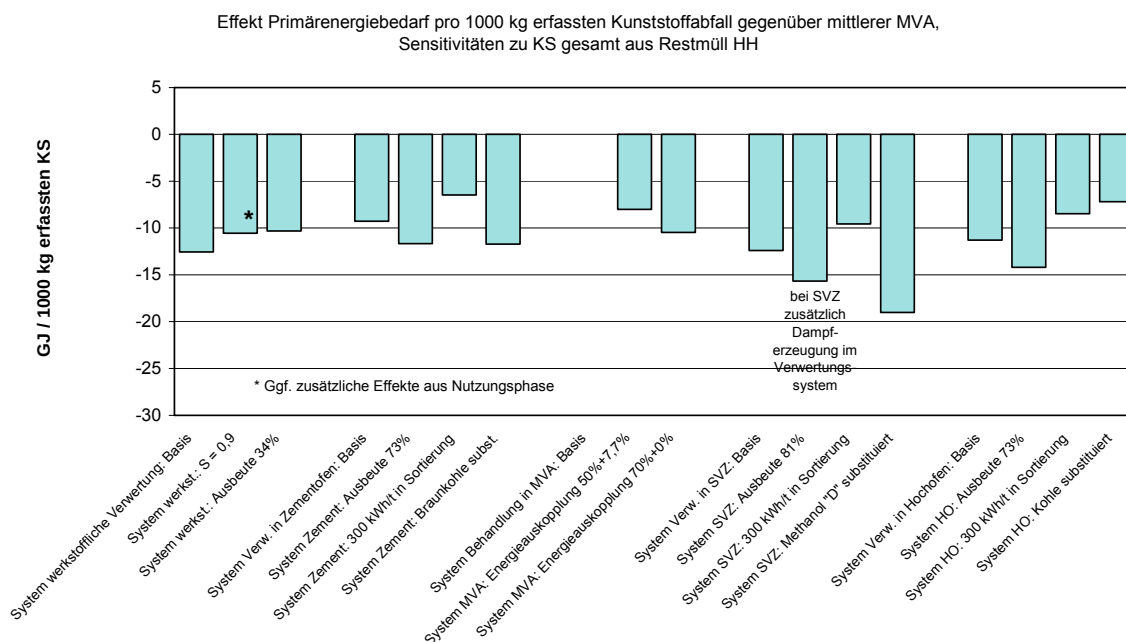


Abbildung 16. Sensitivitätsbetrachtungen für den Primärenergiebedarf, spezifische Effekte gegenüber mittlerer MVA

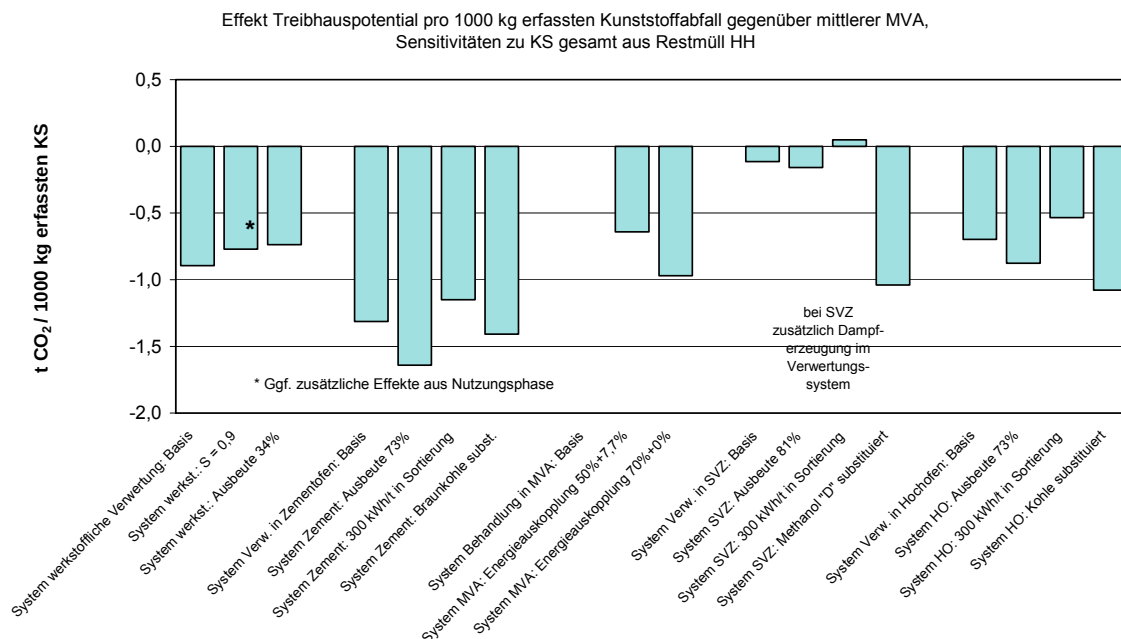


Abbildung 17. Sensitivitätsbetrachtungen für das Treibhauspotential, spezifische Effekte gegenüber mittlerer MVA

Aus Sensitivitätsberechnungen lassen folgende Aussagen ableiten:

- Die Höhe der Aufbereitungsverluste kann das Ergebnis zwar beeinflussen, die in den Basissystemen ermittelten Tendenzen im Verfahrensvergleich bleiben aber weitgehend bestehen.
- Ähnliches gilt für den Energiebedarf in der Aufbereitung.
- Es zeigt sich, dass insbesondere die tatsächlich substituierten Vorketten - und bei der MVA die Höhe der Energieauskopplung - den Vergleich der Verfahren untereinander auch in der Tendenz beeinflussen können.
- Je nach Randbedingung kann bei einer anderen Vorkette auch eine Umkehr des Effekts gegenüber der (durchschnittlichen) MVA eintreten.

Diese Punkte sind bei der weiteren Auswertung zu berücksichtigen – insbesondere, weil in der weiteren grafischen Auswertung nur auf die Basissysteme abgehoben wird.

Generell ist anzumerken, dass die durchgeführten Sensitivitätsbetrachtungen natürlich nur eine Auswahl aus den möglichen Variationen berücksichtigen – sowohl was die Parameterauswahl als auch was die Spannweite der Parametervariationen angeht (abgesehen von der oben schon erwähnten Beschränkung der Sensitivitätsbetrachtungen auf eine Fraktion). Die Parameterauswahl wurde anhand der Dominanzanalyse abgeleitet und ist damit begründbar. Bei der Spannweite der Parametervariationen wurde soweit möglich darauf geachtet, dass durch die Wahl der Parameterwerte mögliche Bandbreiten im Sinne von ungefährer oberer bzw. unterer Grenze für die Ergebnisse abgebildet werden. Zur Variation des Substitutionsfaktors ist dagegen

anzumerken, dass hier mehr oder weniger willkürlich ein Wert herausgegriffen werden musste²¹. Grund ist, dass Substitutionsfaktoren immer an eine bestimmte Anwendung gebunden sind, konkrete Anwendungen aber nicht identifiziert werden konnten. Aus dem gleichen Grund ist bei dem Ergebnis außerdem ein ggf. relevanter Einfluss aus der Nutzung nicht berücksichtigt. Aus anderen Untersuchungen ist jedoch bekannt, dass sich bei ungünstiger Konstellation von Substitutionsfaktor und Einfluss aus der Nutzung statt einer Umweltentlastung auch eine zusätzliche Belastung ergeben kann.

8.2 Effekte in den Entsorgungssystemen für die jeweilige Gesamtmenge

8.2.1 Grundsätzliches

Geht man von den Entsorgungssystemen gemäß der Beschreibung in 4.2, d.h. von den Mengenverhältnissen in Tabelle 5 aus, so ergeben sich für die in den folgenden Bildern gezeigten Effekte für Deutschland gegenüber der Behandlung in einer mittleren MVA. Neben den auf der Hauptachse (linke Y-Achse) skalierten absoluten Ergebnissen kann man auf der zweiten Achse (rechts) jeweils das normierte Ergebnis in Anzahl Einwohneräquivalenten EW (vgl. Abschnitt 8.2.3) ablesen.

Die Bezeichnung der Entsorgungssysteme in den Diagrammen orientiert sich an der angestrebten Verwertung („Zielverwertung“). Zu bedenken ist dabei immer, dass nur ein Teil der gesamten Menge einer Fraktion in diesen angestrebten Entsorgungsweg gelangen kann. Insofern sind Benennungen wie „werkstofflich“ oder „Zementofen“ so zu verstehen, dass jeweils die aus technischer und qualitativer Sicht maximale Menge einer Fraktion in das namensgebende Verwertungsverfahren gelangt. Die Ausbeute, d.h. die in die Zielverwertung eingesetzte Menge bezogen auf die insgesamt anfallende Abfallmenge, kann erheblich unter 100% liegen. Dies ergibt sich aus der Erfassungsquote und den Sortier-/Aufbereitungsverlusten.

Da die Effekte gegenüber der MVA ausgewiesen werden, ergibt sich für die MVA selbst natürlich ein Effekt von Null.

In den Grafiken sind der Übersichtlichkeit halber nur die Basissysteme ausgewertet. Die schon gezeigten Einflüsse von veränderten Randbedingungen sind für die weitere Interpretation und Beurteilung aber unbedingt zu berücksichtigen.

Deswegen und aufgrund der beschriebenen Einschränkungen sind die gezeigten Ergebnisse immer nur als Orientierungswerte für eine Größenordnung oder, wenn z.B. Verfahren verglichen werden, für eine Tendenz zu verstehen. Das bedeutet, dass die Werte nur eingeschränkt quantitativ argumentiert werden können. Die oben schon beschriebene Übertragung von berechneten Ergebnissen auf andere Anfallorte wurde soweit möglich rechnerisch – also quantitativ – vorgenommen, die daraus resultierenden Ergebnisse sind aber sogar mit noch größeren Unsicherheiten behaftet, jedoch im Sinn der Untersuchung anwendbar (s.o.). Für zwei Fraktionen, die Agrar- und Baufolien, konnte aber eine solche rechnerische Übertragung aus vorhandenen Ergebnissen nicht vorgenommen werden, weil die stoffliche Zusammensetzung die-

²¹ es sind auch Substitutionsfaktoren denkbar, die deutlich unter dem gewählten Wert $S = 0,9$ liegen. Es konnte aber nicht abgeschätzt werden, inwieweit die entsprechenden Anwendungen Relevanz im Sinne der Untersuchung haben.

ser Fraktion sich zu stark von denjenigen der explizit betrachteten Fraktionen unterscheidet. Hier werden Trends deswegen in einigen Kategorien qualitativ argumentiert.

Wie beschrieben kann es bei der Interpretation der Resultate nur darum gehen, Tendenzen festzustellen, die zudem im Einzelfall (d.h. für eine bestimmte Branche, einen bestimmten Betrieb und/oder eine bestimmte Region) nicht gelten müssen.

In die Grafiken wurden nur die Fraktionen aus Tabelle 3 aufgenommen, für die eine quantitative Übertragung im beschriebenen Sinn möglich war und für die mindestens zwei Ergebnisse zum Vergleich vorliegen. Die Fraktionen Agrarfolien, Baufolien, Kabel sowie E-Gehäuse werden daher nicht grafisch dargestellt, aber qualitativ bzw. quantitativ in der Folge diskutiert. Dabei ist zu beachten, dass weder für die Kabel noch für die E-Gehäuse explizite Rechnungen zur Behandlung in der MVA durchgeführt wurden. Da hier aber auf dieses Verfahren bezogen wird, werden näherungsweise die Ergebnisse für die „Rohre-MVA“ bzw. für „KS gesamt-MVA“ angesetzt. Die Effekte aus der MVA liegen nicht soweit auseinander bzw. beeinflussen das Resultat nicht in der Weise, dass die Größenordnung verfälscht würde²². Deshalb kann diese Näherung im Hinblick auf das Ziel der Untersuchung als nicht oder kaum ergebnisrelevant eingestuft werden.

Bei den produktspezifischen Fraktionen („Rohre“, „Matratzen“, „Autositze“) ist zu beachten, dass die betrachteten Produkte bei den energetischen und rohstofflichen Verfahren eigentlich Bestandteil der Fraktion „KS gesamt“ sind. Um den Effekt, den die Produkte innerhalb der Fraktion „KS gesamt“ bewirken würden, mit dem Effekt aus einer werkstofflichen Verwertung (mit getrennter Erfassung dieser Produktfraktion) vergleichen zu können, wurden die Ergebnisse für diese Verfahren materialspezifisch aus dem Ergebnis für die Fraktion „KS gesamt“ herausgerechnet.

Die für diese Produkt-Fraktionen ausgewiesenen Effekte sind daher nicht einfach additiv zu sehen, sondern – mit Ausnahme der Ergebnisse für die werkstoffliche Verwertung - als Teile des für die Fraktion „KS gesamt“ ausgewiesenen Effekts.

Die gezeigten Ergebnisse resultieren aus diversen Differenzbildungen (Last-/ Gutschriften und Differenz zur MVA) und Modellannahmen (zusammengesetzte Systeme). Dabei sind in den einzelnen Subsystemen jeweils verschiedene Ressourcen und Prozesse (insbesondere Verbrennungsvorgänge) berücksichtigt. Lineare Zusammenhänge, die im einzelnen gelten können (wie z.B., dass das Ergebnis beim Treibhauseffekt meist mit dem Primärenergieeffekt korreliert) können dadurch im Gesamtergebnis verdeckt werden.

²² vielleicht mit Einschränkungen beim Sonderabfall, da dort ein großer Teil des Effekts aus dem vermiedenen Sonderabfall aus der MVA resultiert.

8.2.2 Ergebnisse

Die Ergebnisse für die Gesamtsysteme sind tabellarisch in Anhang E aufgeführt.

Primärenergiebedarf

In Abbildung 18 sind für die verschiedenen Anfallorte und Fraktionen die möglichen Effekte in Deutschland in der Kategorie Primärenergiebedarf gezeigt. Für alle untersuchten Anfallorte und Fraktionen ergeben sich gegenüber der jeweiligen Entsorgung in der MVA Energieeinsparungen.

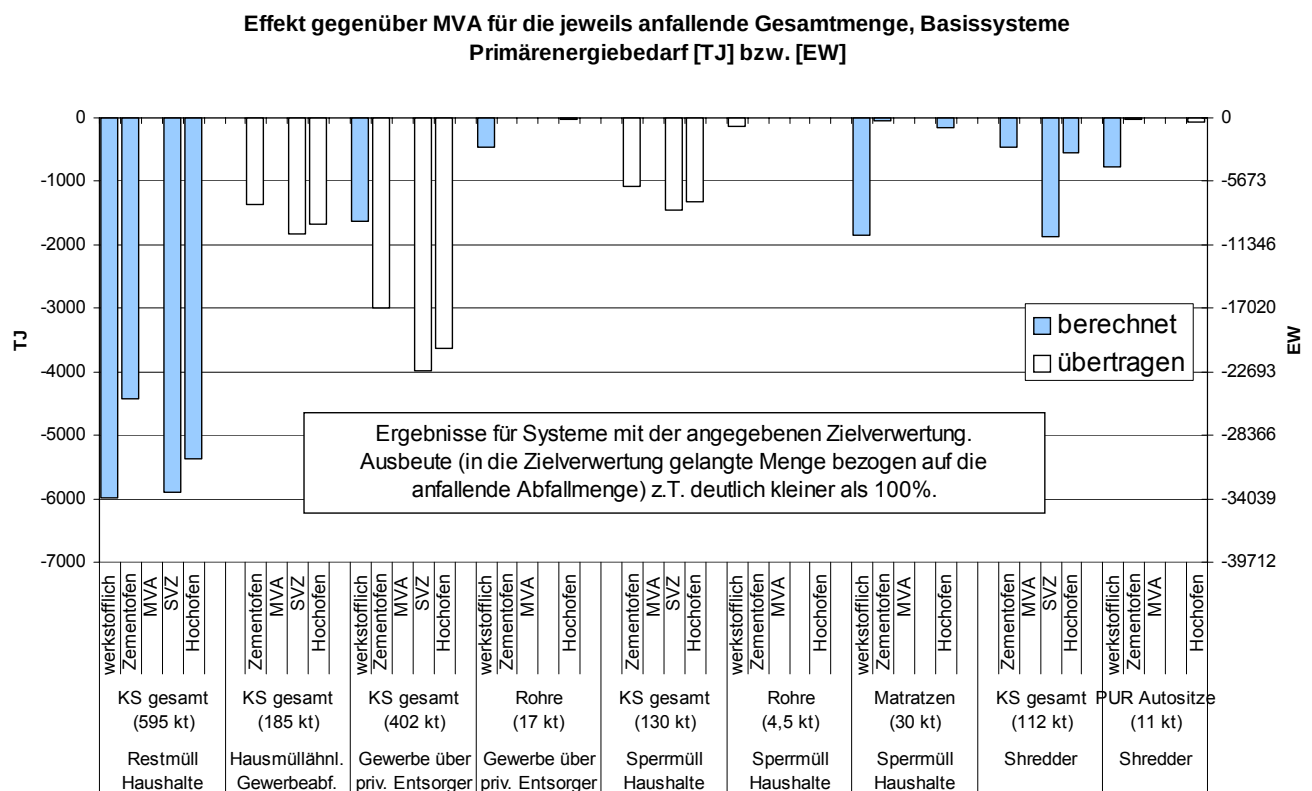


Abbildung 18. Primärenergiebedarf; Effekte gegenüber mittlerer MVA für die jeweilige Gesamtmenge einer Fraktion

Für gleiche/ähnliche²³ Fraktionen ergeben sich die Unterschiede zwischen den Anfallorten schon alleine aufgrund der unterschiedlichen Größe der jeweiligen Fraktion.

Bei Betrachtung der Fraktion KS gesamt an den Anfallorten Restmüll Haushalte und Gewerbeabfälle über private Entsorger erkennt man aber auch, dass das Ergebnis für die werkstofflichen Verfahren und damit der Vergleich von werkstofflichen und den anderen Verfahren durch anfallort-spezifische Besonderheiten beeinflusst werden kann. Da schon gezeigt wurde, dass eine unterschiedliche Erfassung oder Aufbereitung nur relativ geringen Einfluss auf die Tendenz hat, sind die Besonderheiten vor

²³ Im Rahmen der Genauigkeit dieser Untersuchung

allen in den unterschiedlichen Abschlüssen zu sehen. Durch sie werden die Mengenanteile einer Fraktion bestimmt, die tatsächlich in die jeweiligen „Ziel“verwertung gelangen könnten (d.h. für diese in Frage kommen).

Unterschiedliche Mengenverhältnisse sind auch der Grund dafür, dass die Ergebnisse der rohstofflichen und energetischen Verfahren bei der Fraktion KS gesamt aus Shredderbetrieben anders gereiht sind als bei anderen Anfallorten²⁴. Ansonsten ergeben sich zwischen den energetischen und rohstofflichen Verfahren keine signifikanten Unterschiede. Das gilt, günstige Randbedingungen vorausgesetzt, auch für die MVA (vgl. Sensitivitätsbetrachtungen).

Trotz der geringen Menge ergeben sich dagegen für die werkstoffliche Verwertung der PUR-Fraktionen „Matratzen“ und PUR-Autositze“ vergleichsweise hohe Effekte beim Primärenergiebedarf. Damit wird der bekannte Befund bestätigt, dass sich werkstoffliches Recycling aus energetischer Sicht besonders bei Kunststoffen rechnet, die einen hohen Prozessenergiebedarf gegenüber ihrem Heizwert aufweisen.

Für die werkstoffliche Verwertung der E&E-Gehäuse bzw. der Kabel ergibt sich eine Primärenergieeinsparung (gegenüber der MVA) von ungefähr 1000 TJ bzw. ein paar Hundert TJ:

Tabelle 18. Effekte für die werkstoffliche Verwertung von E&E-Gehäusen und Kabeln bzgl. Primärenergieeinsatz (Größenordnung)

	E&E-Gehäuse	Kabel
Primärenergieeffekt gegenüber MVA	Ca. - 1.000 TJ	Ca. -200 bis -300 TJ

Für Agrar- und Baufolien ist davon auszugehen, dass die spezifischen Ergebnisse für die rohstofflichen und energetischen Verfahren von der Tendenz her ähnlich zu beurteilen sind wie die der Fraktion Rohre²⁵. Allerdings weisen beide Folien geringere PVC-Anteile auf als die Rohre, weswegen sich Verschiebungen ergeben werden und somit eine direkte Übertragbarkeit nicht gegeben ist. Insgesamt dürften sich bei den Agrarfolien aufgrund des höheren PE-Anteils etwas größere spezifische Effekte ergeben als bei den Baufolien. Unter Berücksichtigung der jeweils relevanten Mengen dürften die Effekte in Deutschland aus der Verwertung der Agrarfolien etwa doppelt so hoch ausfallen wie bei den Rohren aus dem Gewerbe. In der obigen Darstellung wird aber auch dieser Entlastungsbetrag kaum sichtbar sein – erst recht nicht derjenige aus der Verwertung der Baufolien.

Natürlich ist der sehr stark vereinfachte Aufbau der Modell-Entsorgungssysteme aus jeweils lediglich zwei Entsorgungsverfahren zu beachten. Insbesondere wenn ein Teil der Fraktion KS gesamt werkstofflich verwertet wird, ist es denkbar, dass der Rest statt in der MVA in andere Verfahren eingesetzt wird. In der Tendenz – dass zeigt die

²⁴ Beim Anfallort Shredder muss für die Verwertung im Hochofen und im Zementofen aufgrund der Spezifikationen davon ausgegangen werden, dass im Vergleich zur SVZ deutlich geringere Mengen eingesetzt werden können – nämlich nur eine bestimmte Fraktion aus der Aufbereitung der Shredderleichtfraktion (vgl. Tabelle 7).

²⁵ Zur werkstofflichen Verwertung können keine Aussagen getroffen werden.

obige Abbildung - ergeben sich dann für das System „werkstofflich $S = 1$ “ höhere Entlastungseffekte. Auf der anderen Seite ist zu bedenken, dass der Substitutionsfaktor von $S = 1$ für einen dann doch, und dies trotz der berücksichtigten Abschläge, immer noch sehr großen Anteil der Fraktion angesetzt wird. Hier ist denkbar, dass u.U. doch nur geringere Mengen tatsächlich mit diesem Substitutionsfaktor werkstofflich verwertet werden können²⁶. Wie schon beschrieben würde dies das Ergebnis für die werkstoffliche Verwertung negativ beeinflussen.

Wie die Betrachtung der produktspezifischen Fraktionen (Rohre, Matratzen, Autositze) zeigt, können durch eine separate Erfassung und eine nachfolgende werkstoffliche Verwertung gegenüber ihrer energetischen oder rohstofflichen Verwertung bis zu einigen Hundert TJ zusätzlich eingespart werden. Dies ist jedoch je nach Menge und Material sehr unterschiedlich.

Für die Fraktion KS gesamt zeigt sich dagegen (z.B. bei den Gewerbeabfällen), dass die Maximierung der werkstofflichen Verwertung bei unspezifischer und gemischter Erfassung (d.h. hier ohne Vorsortierung nach Produkten und/oder Kunststoffarten) nicht unbedingt Sinn macht. Denn für das werkstoffliche Recycling werden in diesem Fall geringere Entlastungseffekte ausgewiesen als für die rohstofflichen und energetischen Verfahren. Grund sind die vergleichsweise hohen Abschläge. Auch die durchgeführten Parametervariationen haben darauf wenig Einfluss (vgl. Sensitivitätsberechnungen). Das hängt natürlich auch mit der verfügbaren Trenntechnik (die die unspezifisch gesammelten Kunststoffe nachträglich nach Kunststoffarten aufbereiten muss) und mit dem insgesamt werkstofflich verwertbaren Anteil der Fraktion zusammen²⁷.

Wie schon gesagt, sind die produktspezifischen Fraktionen in der vorliegenden Untersuchung zunächst immer auch als ein Bestandteil der Fraktion KS gesamt am jeweiligen Anfallort zu verstehen. Wenn also für solche produktspezifisch aus dem gesamten Kunststoffstrom erfasste Fraktionen Vorteile für eine werkstoffliche Verwertung ausgewiesen werden bedeutet dies, dass der Vorteil einer werkstofflichen Verwertung insbesondere dort genutzt werden kann, wo ein Teilstrom der Fraktion KS gesamt quantitativ erfasst und dabei gleichzeitig vorsortiert, d.h. von Kunststoffabfällen, die eine werkstoffliche Verwertung eher erschweren abgetrennt werden kann. Wie das Beispiel PUR-Sitze zeigt, können dann auch Fraktionen mit kleineren Mengenteilen durchaus wesentliche Entlastungspotentiale bergen.

Rechnerisches Beispiel (gilt analog auch für die anderen Anfallorte und Kategorien):

Für die werkstoffliche Verwertung der Matratzen aus Sperrmüll (30 kt) ergibt sich eine Energieeinsparung von etwa 2000 TJ (gegenüber der Behandlung in der MVA). Die rohstoffliche oder energetische Verwertung kann maximal wenige Hundert TJ (als

²⁶ Inwieweit sich außer den berücksichtigten Störstoffanteilen und Verbunden z.B. anwendungs- oder branchenspezifisch weitere Einschränkungen bzgl. einer werkstofflichen Verwertung ergeben, konnte im Rahmen der vorliegenden Untersuchung nicht überprüft werden.

²⁷ Eine total gemischte Erfassung, wie sie hier betrachtet wird, wird in vielen Fällen nicht stattfinden, weil in einem bestimmten Betrieb oder einer bestimmten Branche in der Regel nur eine überschaubare Anzahl verschiedener Kunststoffe zu einer überschaubaren Anzahl von Produkten verarbeitet wird. Prinzipiell ist aber von der Richtigkeit der hier getroffenen Aussagen in der Tendenz auszugehen.

Rechenwert wird an dieser Stelle 200 TJ eingesetzt) einsparen. Für die rohstoffliche oder energetische Verwertung des gesamten, gemischt gesammelten Kunststoffabfalls (Fraktion KS gesamt, 130 kt) ergibt sich eine Energieeinsparung von ca. 1500 TJ (vgl. Abbildung 18).

Nimmt man die 30 kt Matratzen also durch separate Erfassung aus dem gesamten Kunststoffabfall des Sperrmülls heraus, führt sie konsequent einer werkstofflichen Verwertung mit $S = 1$ zu und behandelt den Rest der Sperrmüll-Kunststoffe (100 kt) in der MVA, ergibt sich gegenüber der kompletten Entsorgung über die MVA eine Energieeinsparung von 2000 TJ. Wird der Rest der Sperrmüll-Kunststoffe dagegen einer rohstofflichen oder energetischen Verwertung zugeführt, ergibt sich aus den oben genannten Werten ein Einspareffekt von $(1500 - 200 + 2000)$ TJ = 3300 TJ.

Als Hinweis für die Erstellung bzw. Optimierung von Konzepten kann festgehalten werden, dass sich für einen Anfallort die höchsten Energieeinspareffekte bei einer werkstofflichen Verwertung (soweit mit einem Substitutionsfaktor $S = 1$ realisierbar!) von gut separat und weitgehend sauber und sortenrein erfassbaren Fraktionen und bei der energetischen oder rohstofflichen Verwertung des Rests einstellen. Die konkrete Auswahl des jeweils besten energetischen bzw. rohstofflichen Verfahrens hängt vom Anfallort und den dortigen Gegebenheiten ab.

Rohöläquivalent

Abbildung 19 zeigt die Resultate in der Kategorie Rohöläquivalent. Die für den Primärenergiebedarf geschilderten grundlegenden Zusammenhänge gelten oft auch hier. Auch die Einordnung der rohstofflichen bzw. energetischen Verwertung von Agrar- und Baufolien gegenüber den Rohren dürfte ähnlich sein.

Die werkstoffliche Verwertung der E&E-Gehäuse und der Kabel spart gegenüber der MVA in der Größenordnung ungefähr 20.000 bzw. 5.000 t Rohöläquivalent ein:

Tabelle 19. Effekte für die werkstoffliche Verwertung von E&E-Gehäusen und Kabeln bzgl. Rohöläquivalent (Größenordnung)

	E&E-Gehäuse	Kabel
Rohöläquivalenteffekt gegenüber MVA	Ca. -20.000 t Rohöl	Ca. -5.000 t Rohöl

Da in dieser Kategorie das Rohöl deutlich höher gewichtet ist als beim Primärenergiebedarf, sind Verfahren im „Vorteil“, die eben dieses Rohöl in größerem Ausmaß substituieren (vor allem Hochofen im Basissystem). Für sie ergibt sich dann ein relativ zu den anderen Verfahren größerer Effekt als beim Primärenergiebedarf. Eine Rolle spielt auch wieder die Abfallmenge, die tatsächlich in die Verfahren eingesetzt werden kann.

Für die Fraktion KS gesamt schneidet die Verwertung im Hochofen in der Basisvariante am günstigsten ab. Auch die Verwertung in der SVZ kann hier eine sinnvolle Verwertungsalternative sein (vgl. Sensitivitätsbetrachtungen). Mit den rohstofflichen Verfahren können also ähnliche oder sogar höhere Einspareffekte beim Rohöläqui-

valent realisiert werden, vergleicht man sie mit einer separaten Erfassung und aufwendigeren Trennung nach Kunststoffarten für die werkstoffliche Verwertung.

Die Resultate in der Kategorie Rohöläquivalent weisen aus den genannten Gründen auch für die produktspezifischen Fraktionen keinen so signifikanten Vorteil der werkstofflichen Verwertung gegenüber dem Hochofen aus wie beim Primärenergiebedarf.

Wie die Sensitivitätsbetrachtung gezeigt hat, ist das Ergebnis für den Hochofen aber sehr empfindlich in Bezug auf die substituierte Ressource.

Eine Verwertung im Zementofen bringt vergleichsweise nur geringe Entlastungseffekte.

Als Optimierungsansatz kann hier insgesamt eine rohstoffliche Verwertung (soweit dort vorrangig Rohöl substituiert wird), evtl. in Kombination mit einer werkstofflichen Verwertung von sinnvoll ausgewählten Teilfraktionen abgeleitet werden.

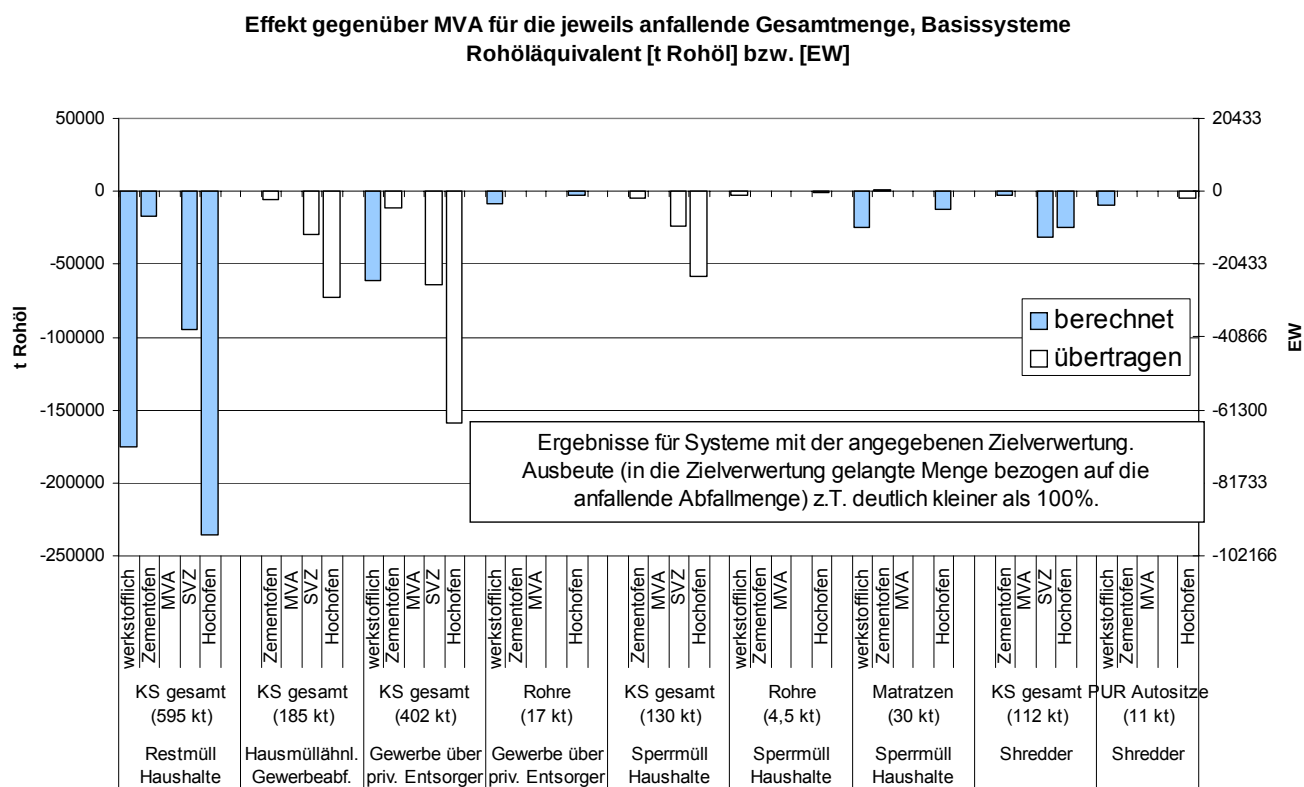


Abbildung 19. Rohöläquivalent; Effekte gegenüber mittlerer MVA für die jeweilige Gesamtmenge einer Fraktion

Treibhauspotential (GWP)

In der folgenden Abbildung 20 sind die Effekte für Deutschland bzgl. des Treibhauspotentials gezeigt. Es sind fast ausschließlich die CO₂-Emissionen, die das Ergebnis bestimmen. Andere Emissionen wie Methan oder CO spielen nur eine untergeordnete Rolle.

Man erkennt wieder die Relevanz der Abfallmengen. Daneben wird auch hier wieder der Einfluss der substituierten Vorketten deutlich: Die Verbrennung der Fraktion KS gesamt ist mit vergleichsweise geringen CO₂-Emissionen pro MJ Heizwert verbunden. Im Zementofen wird aber mit Steinkohle ein CO₂-intensiver Energieträger substituiert, so dass sich gegenüber anderen Verfahren hier Vorteile ergeben. Der Einfluss der substituierten Vorkette bestimmt auch das Ergebnis der werkstofflichen Verwertung der PUR-Fractionen maßgeblich mit.

Ein beträchtlicher Teil des Effekts ergibt sich allerdings bei allen Resultaten aus der vermiedenen Verbrennung in der MVA.

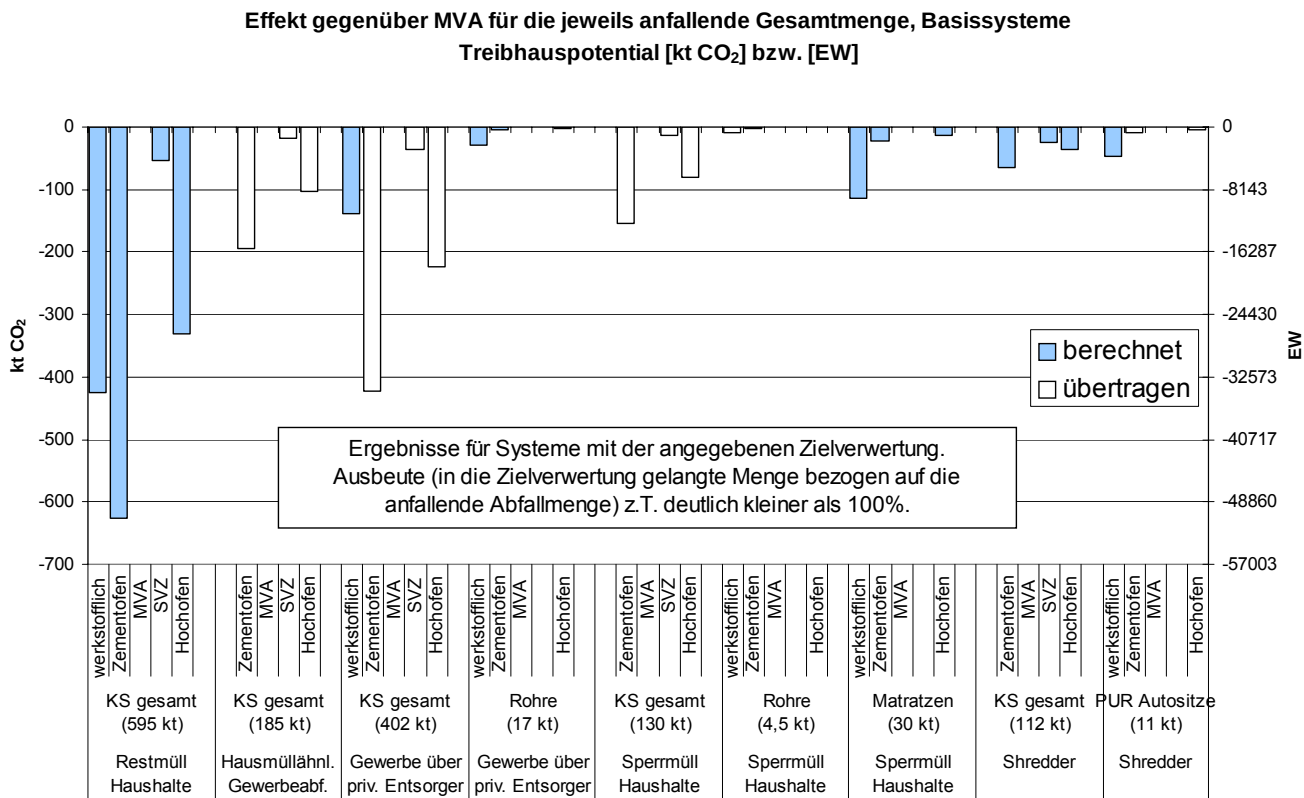


Abbildung 20. Treibhauspotential; Effekte gegenüber mittlerer MVA für die jeweilige Gesamtmenge einer Fraktion

Für die Agrar- und Baufolien wird das Ergebnis für die energetischen und rohstofflichen Verfahren voraussichtlich bei einigen kt vermiedenen CO₂-Äquivalenten liegen. Eine Einsparung von ungefähr 50 bzw. 20 kt CO₂-Emissionen ergeben sich aus der werkstofflichen Verwertung von E&E-Gehäusen und Kabeln:

Tabelle 20. Effekte für die werkstoffliche Verwertung von E&E-Gehäusen und Kabeln bzgl. Treibhauspotential (Größenordnung)

	E&E-Gehäuse	Kabel
Effekt Treibhauspot. gegenüber MVA	Ca. -50 kt CO ₂	Ca. -20 kt CO ₂

Hinsichtlich der Reduzierung des Treibhauspotentials ist die Verwertung der Fraktion KS gesamt im Zementofen eine günstige Alternative. Dies gilt auch bei Beachtung der Sensitivitätsanalysen. Die Verwertung im Hochofen und die werkstoffliche Verwertung dieser Fraktion liefern unter Beachtung der Sensitivitätsberechnungen etwa vergleichbare Effekte. Die Verwertung in der SVZ liefert in der Basisvariante nur einen geringen Beitrag zur Umweltentlastung (gegenüber der MVA). Zu beachten ist aber die starke Abhängigkeit des GWP-Effekts von der substituierten Methanol-Vorkette und von der substituierten Ressource zur Dampferzeugung. Bei geeigneten Randbedingungen ist daher auch die SVZ als durchaus gleichwertig zum Hochofen oder zur werkstofflichen Verwertung zu sehen, für den Anfallort Shredder aufgrund der größeren verwertbaren Mengen dann sogar als mindestens gleichwertig zum Zementofen.

Bei den produktspezifischen Fraktionen sind dagegen wieder Vorteile für die werkstofflichen Verfahren auch gegenüber dem Zementofen auszumachen.

Als Konzeptansatz ist auch hier eine Kombination aus werkstofflicher Verwertung für spezielle, separat erfassbare Teilfraktionen und einer Verwertung des Rests in einem rohstofflichen oder energetischen Verfahren – hier vorzugsweise im Zementofen in Betracht zu ziehen.

Versauerungs- und Eutrophierungspotential

Bei den Kategorien Versauerungspotential (Abbildung 21), terrestrische Eutrophierung (Abbildung 22) und aquatische Eutrophierung (Abbildung 23) ist das Bild sehr viel uneinheitlicher:

Zum einen können sich gegenüber der Entsorgung in der MVA auch zusätzliche Belastungen ergeben. Zum anderen ist oftmals die Mengenrelevanz nicht oder nicht mehr deutlich zu erkennen. Entlastungseffekt können meist nur die werkstofflichen Verfahren erzielen. Dabei können die Materialeigenschaften bzw. letztlich die substituierten Vorketten geringe zur Verfügung stehende Abfallmengen deutlich überkompensieren.

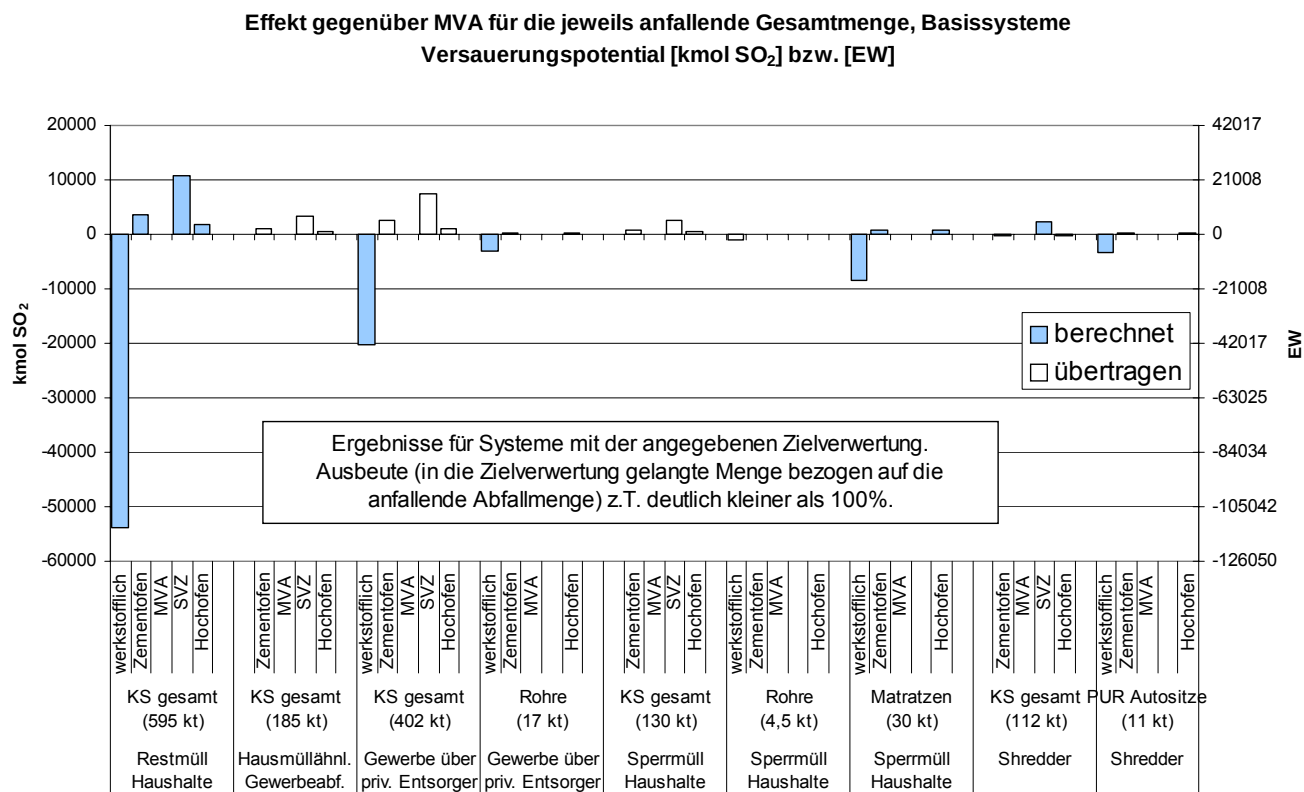


Abbildung 21. Versauerungspotential; Effekte gegenüber mittlerer MVA für die jeweilige Gesamtmenge einer Fraktion

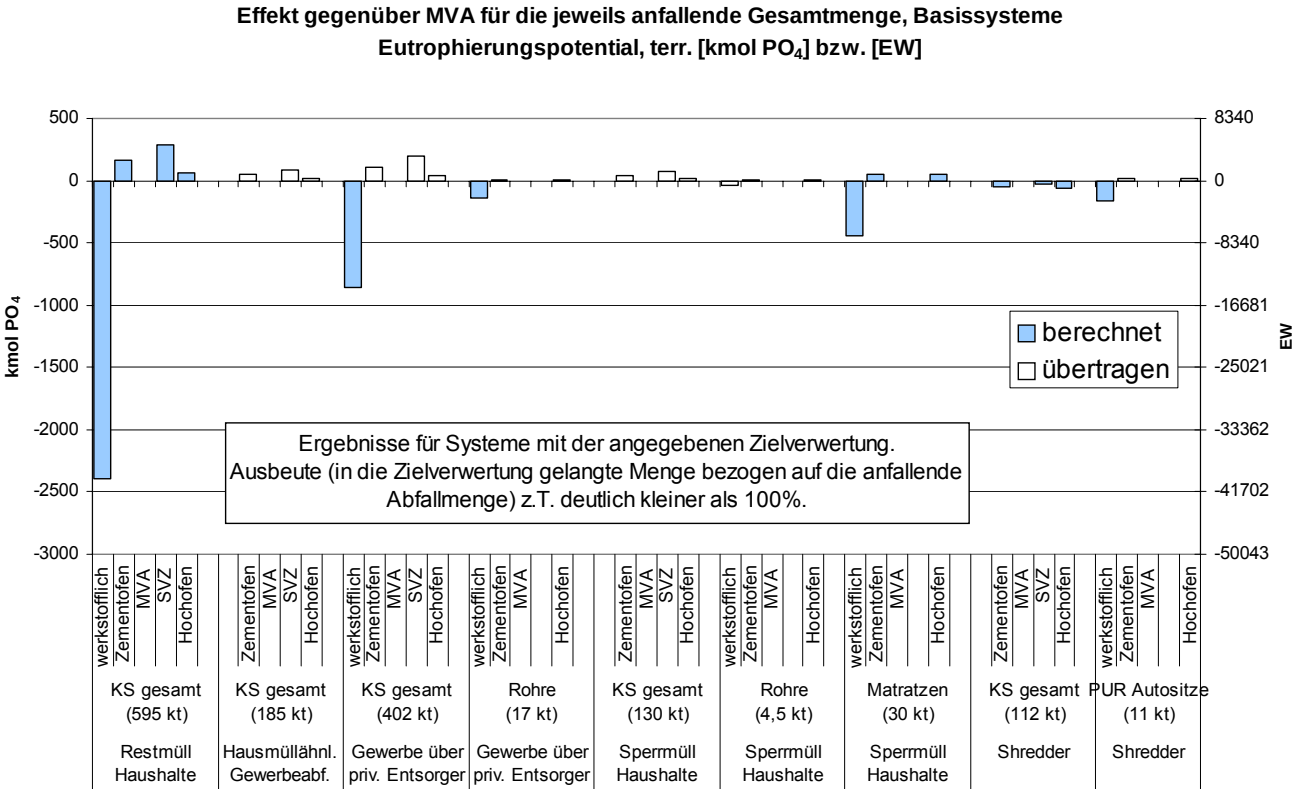


Abbildung 22. Eutrophierungspotential, terrestrisch; Effekte gegenüber mittlerer MVA für die jeweilige Gesamtmenge einer Fraktion

Eine Einordnung der rohstofflichen und energetischen Verwertung von Agrar- und Baufolien fällt vor diesem Hintergrund nicht ganz leicht. Es kann aber davon ausgegangen werden, dass sich die Ergebnisse in den Bildern, d.h. bei der dortigen Skalierung, im achsnahen Bereich (und dort - mit Ausnahmen - wahrscheinlich eher bei geringen zusätzlichen Belastungen gegenüber der MVA) befinden werden.

Für die werkstoffliche Verwertung der E&E-Gehäuse und der Kabel ergeben sich folgende Effekt (Größenordnung).

Tabelle 21. Effekte für die werkstoffliche Verwertung von E&E-Gehäusen und Kabeln bzgl. Versauerungs- und Eutrophierungspotential (Größenordnung)

	Versauerungspotential [kmol SO ₂]	Eutrophierung, terr. [kmol PO ₄]	Eutrophierung, aqu. [kmol PO ₄]
E&E-Gehäuse	-5000	-10	-0,1
Kabel	-1000	+5	-0,3

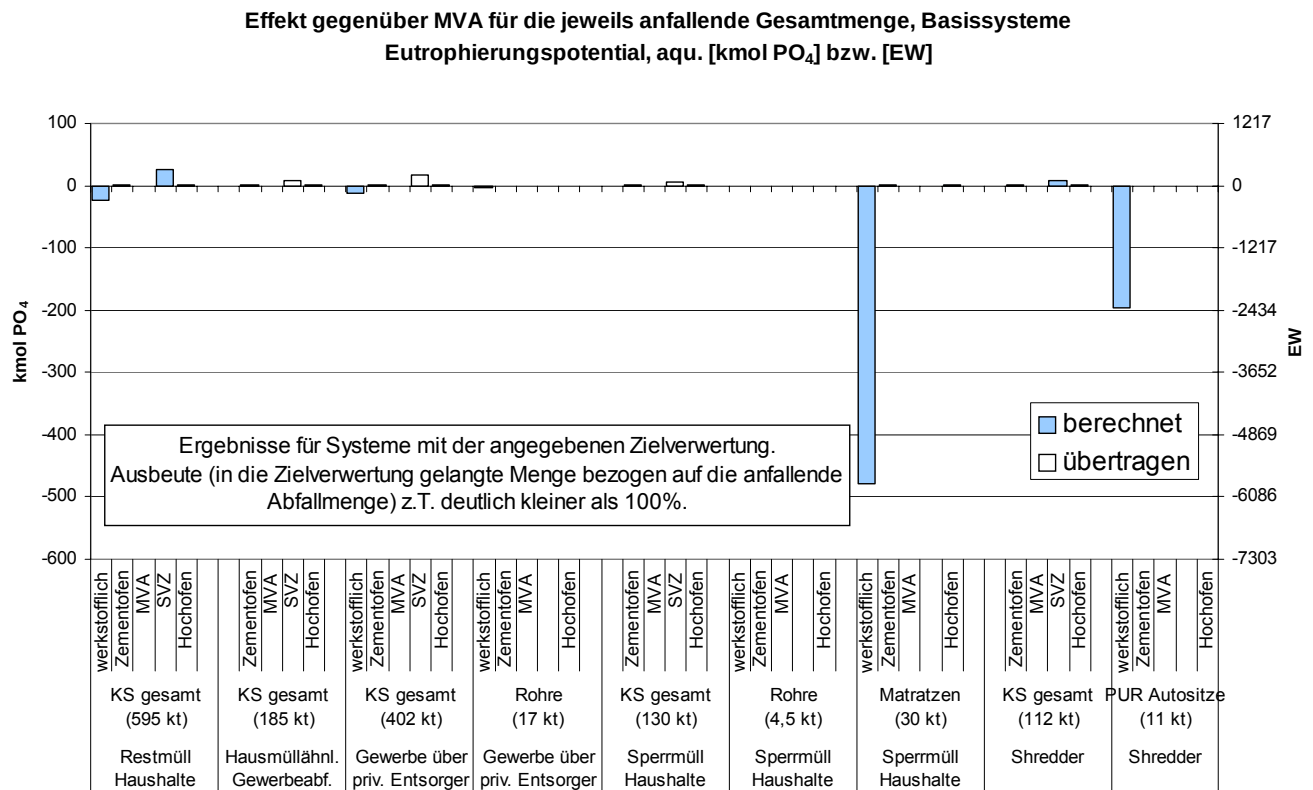


Abbildung 23. Eutrophierungspotential, aquatisch; Effekte gegenüber mittlerer MVA für die jeweilige Gesamtmenge einer Fraktion

Als Ansatzpunkt für die Erstellung bzw. Optimierung von Konzepten zur Erhöhung der Verwertungsquoten kann festgehalten werden, dass bei diesen Kategorien die werkstoffliche Verwertung – auch ohne Vorsortierung nach Produkten – anzustreben ist.

Der nicht werkstofflich verwertbare Anteil kann in der MVA entsorgt werden – erst recht wenn dort eine hohe Energieauskopplung existiert. Als Alternative kommt die SVZ in Betracht, wenn dafür günstige Randbedingungen herrschen (vgl. Sensitivitätsbetrachtung). Eine Verwertung in den anderen untersuchten energetischen und rohstofflichen Verfahren bringt keinen Vorteil gegenüber der MVA.

Siedlungsabfall

Abbildung 24 zeigt die möglichen Effekte, die sich für Deutschland aus der Verwertung der betrachteten Fraktionen ergeben können. Nahezu für alle Anfallorte und Fraktionen ergeben sich Entlastungen gegenüber der Verwertung in der VMA.

Aus der Abbildung sind bei allen Fraktionen für die werkstoffliche Verwertung Vorteile gegenüber den anderen betrachteten Verfahren auszumachen und die Verwertung in der SVZ liefert meist nur geringe Entlastungseffekte. Bei Betrachtung der Sensitivitäten relativiert sich aber diese Einordnung. Sowohl die Verwertung im Zementofen

**Effekt gegenüber MVA für die jeweils anfallende Gesamtmenge, Basissysteme
Siedlungsabfall [t] bzw. [EW]**

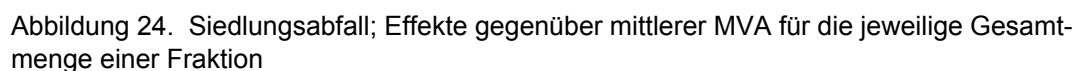


Tabelle 22. Effekte für die werkstoffliche Verwertung von E&E-Gehäusen und Kabeln bzgl. Siedlungsabfall (Größenordnung)

Seite 75

Als Hinweis für die Erhöhung der Verwertungsquote kann festgehalten werden, dass wieder eine Mischung aus werkstofflicher Verwertung gut identifizierbarer und abtrennbarer Teilfraktionen sowie möglichst einer Verwertung des Rests im Zementofen oder dem SVZ (bei jeweils günstigen Randbedingungen) oder einem der anderen Verfahren die besten Ergebnisse liefern dürfte.

Sonderabfall

In Abbildung 25 sind die Effekte gegenüber der jeweiligen Verwertung in der MVA gezeigt. Für die betrachteten Entsorgungswege ergeben sich generell Entlastungen gegenüber der MVA.

Rohstoffliche und energetische Verfahren sind als weitgehend gleichwertig einzustufen, es sei denn die Frage kommenden Abfallmengen sind von Verfahren zu Verfahren sehr unterschiedlich.

Für die werkstoffliche Verwertung der Fraktion KS gesamt können sich je nach Anfallort ungefähr ähnliche, aber auch geringere Entlastungen ergeben als für die anderen Verfahren.

Für die produktspezifischen Fraktionen dagegen weist die werkstoffliche Verwertung deutliche Vorteile gegenüber den anderen Verfahren auf.

Tabelle 23. Effekte für die werkstoffliche Verwertung von E&E-Gehäusen und Kabeln bzgl. Sonderabfall (Größenordnung)

	E&E-Gehäuse	Kabel
Effekt Sonderabfall gegenüber MVA	Ca. -400 t	Ca. -700 t

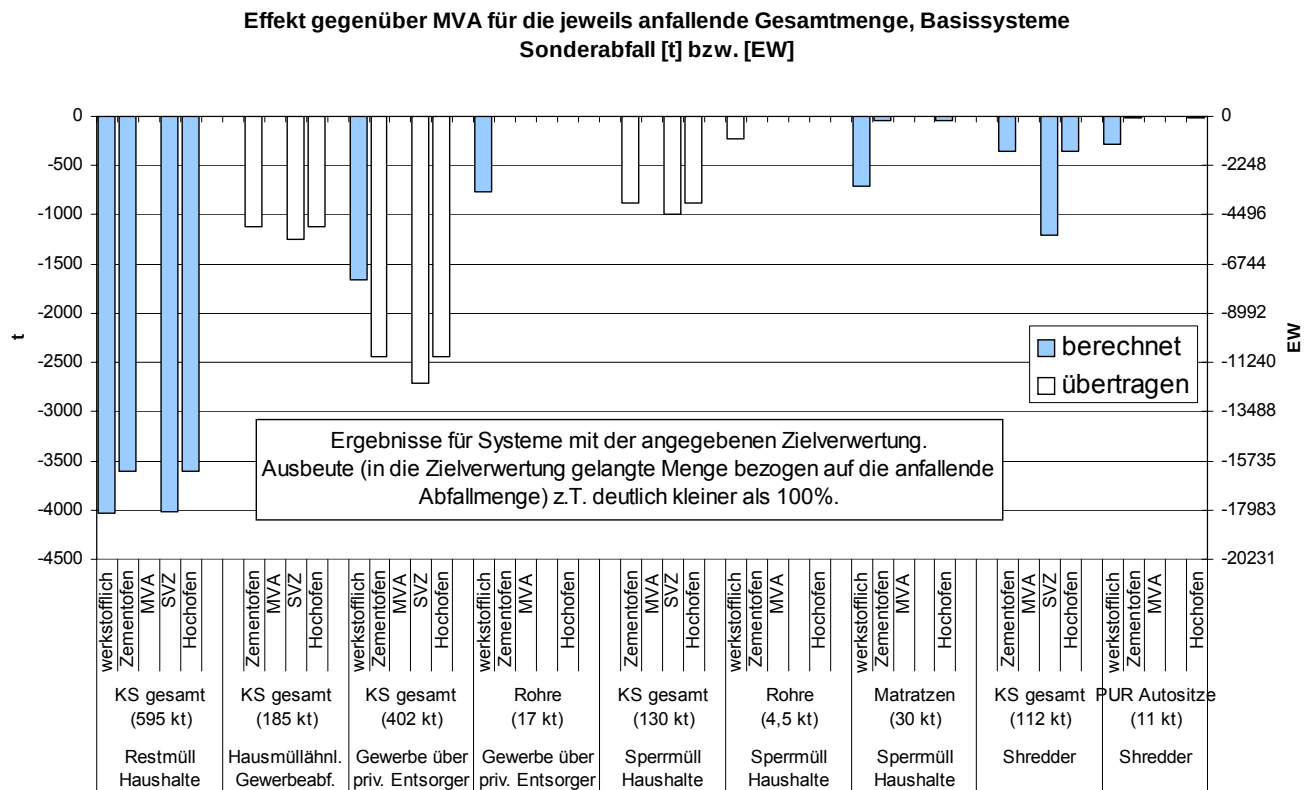


Abbildung 25. Sonderabfall; Effekte gegenüber mittlerer MVA für die jeweilige Gesamtmenge einer Fraktion

Ähnlich wie bei anderen Kategorien sind werkstoffliche Verfahren für ausgewählte Fraktionen mit energetischen oder rohstofflichen Verfahren für die restlichen Kunststoffe zu kombinieren, um möglichst große Entlastungen zu erzielen. Ein Behandlung in der MVA sollte in diesem Sinn vermieden werden.

8.2.3 Normierung

Die Normierungsgrößen sind in Tabelle 16 aufgeführt. Mit ihnen wurden die Effekte in den Entsorgungssystemen für die jeweils gesamte Fraktion ins Verhältnis gesetzt.

Im Rahmen der vorliegenden Untersuchung wurde auf die Einwohner-Durchschnittswerte normiert. Ein in anderen Untersuchungen oft gewähltes Vorgehen ist, auf den Belastungswert für Deutschland zu beziehen und so dimensionslose „spezifische Beiträge“ zur Gesamtbelastung in einer Kategorie in Deutschland zu erhalten. Die vorliegenden Normierungsergebnisse können einfach durch Division durch die Einwohnerzahl in Deutschland in diese spezifischen Beiträge überführt werden.

Die normierten Ergebnisse ergeben sich aus der Division des Gesamteffekts in Deutschland gegenüber MVA (z.B. in MJ) durch den jeweiligen Einwohner-Durchschnittswert EDW (z.B. in MJ/E²⁸). Die Ergebnisse sind also immer Vielfache des jeweiligen EDW. Die resultierende Einheit ist „Anzahl Einwohner“. Man kann die normierten Ergebnisse deswegen als eine Anzahl von Einwohneräquivalenten (EW) interpretieren, um die die Belastung in Deutschland in der betrachteten Kategorie durch eine Verwertung zu- bzw. abnimmt.

Da innerhalb einer Kategorie alle Ergebnisse mit dem selben Wert normiert werden, ergeben sich die selben relativen Verhältnisse zwischen den normierten Ergebnisse wie für die absoluten Effekt. Deswegen können sie in den Grafiken des Kapitel 8.2 mittels einer zusätzlichen Achse dargestellt werden.

Die Ergebnisse sind tabellarisch in Anhang F aufgeführt.

In den folgenden Bildern sind die normierten Ergebnisse in allen Kategorien („Profile“) für jeweils eine Fraktion an einem bestimmten Anfallort grafisch aufbereitet. Die in 8.2 schon gezeigten Ergebnisse wurden hierfür anders zusammengestellt.

Für die Fraktion KS gesamt am Anfallort Restmüll Haushalte (Abbildung 26) ergeben sich für das System mit der werkstofflichen Verwertung (bei $S = 1$) in einigen Kategorien die größten Entlastungen, bei anderen Kategorien sind die Ergebnisse mit denen der rohstofflichen und energetischen Systeme vergleichbar. Die rohstofflichen und energetischen Verfahren können bei den Kategorien Versauerungs- und Eutrophierungspotenzial zu zusätzlichen Belastungen gegenüber der MVA im Bereich von einigen 1.000 bis 20.000 EW führen. Diese Feststellung kann sich bei anderen Randbedingungen quantitativ zwar etwas relativieren, in der Tendenz bleiben die Aussagen aber bestehen. Das zeigen die Sensitivitätsanalysen.

Wenn im Bezugssystem „MVA“ eine höhere Energieauskopplung stattfindet, sind allerdings generell für alle anderen Verfahren geringere Entlastungen bzw. größere Zusatzbelastungen gegenüber diesem Bezugssystem zu erwarten als hier gezeigt (die x-Achse wird verschoben!).

Wenn $S = 1$ für das werkstoffliche Recycling nicht realisiert werden kann, sind die hier getroffenen Aussagen zum Vergleich von dem System mit werkstofflicher Verwertung gegenüber den anderen Systemen in Frage zu stellen – insbesondere dann, wenn aus der Nutzenphase zusätzliche Effekte zu berücksichtigen sind. Beides gilt für alle anderen Grafiken zu den Profilen analog und wird nicht jedes Mal erwähnt.

²⁸ E: Einwohner

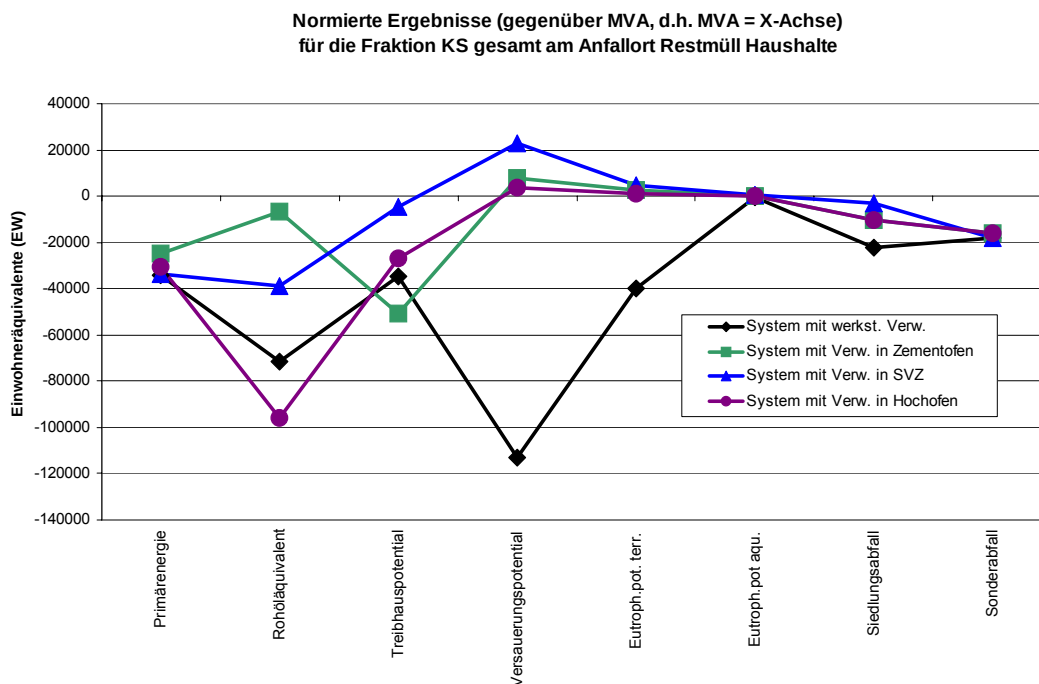


Abbildung 26. Normierte Ergebnisse (Profil) für die Fraktion KS gesamt am Anfallort Restmüll Haushalte

Bei der Fraktion KS gesamt am Anfallort hausmüllähnliche Gewerbeabfälle konnte eine werkstoffliche Verwertung nicht explizit betrachtet werden (Abbildung 27). Für die anderen Verwertungssysteme sieht das Profil qualitativ ähnlich aus, wie beim Anfallort Restmüll Haushalte. Die Effekte liegen aufgrund der geringeren Menge aber auf niedrigerem Level.

Ähnliches gilt für die Systeme mit energetischer oder rohstofflicher Verwertung der Fraktion KS gesamt am Anfallort Gewerbeabfälle über private Entsorger (Abbildung 28). Die (hier ebenfalls untersuchte) werkstoffliche Verwertung schneidet im Vergleich zu den anderen Verfahren nur in einigen Kategorien günstig ab.

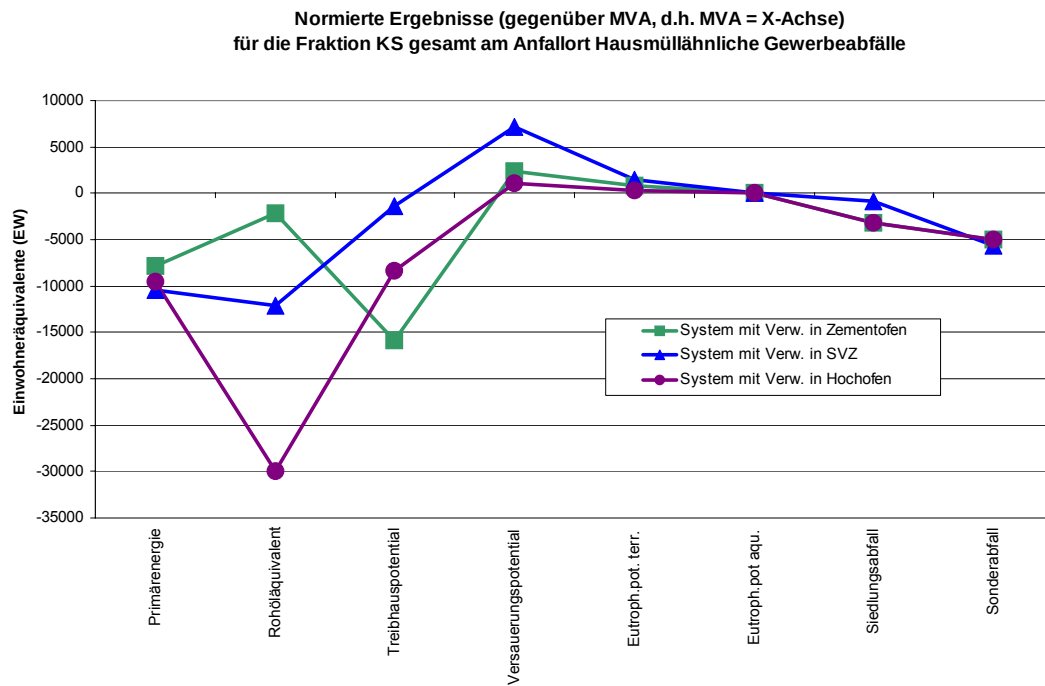


Abbildung 27. Normierte Ergebnisse (Profil) für die Fraktion KS gesamt am Anfallort hausmüllähnliche Gewerbeabfälle

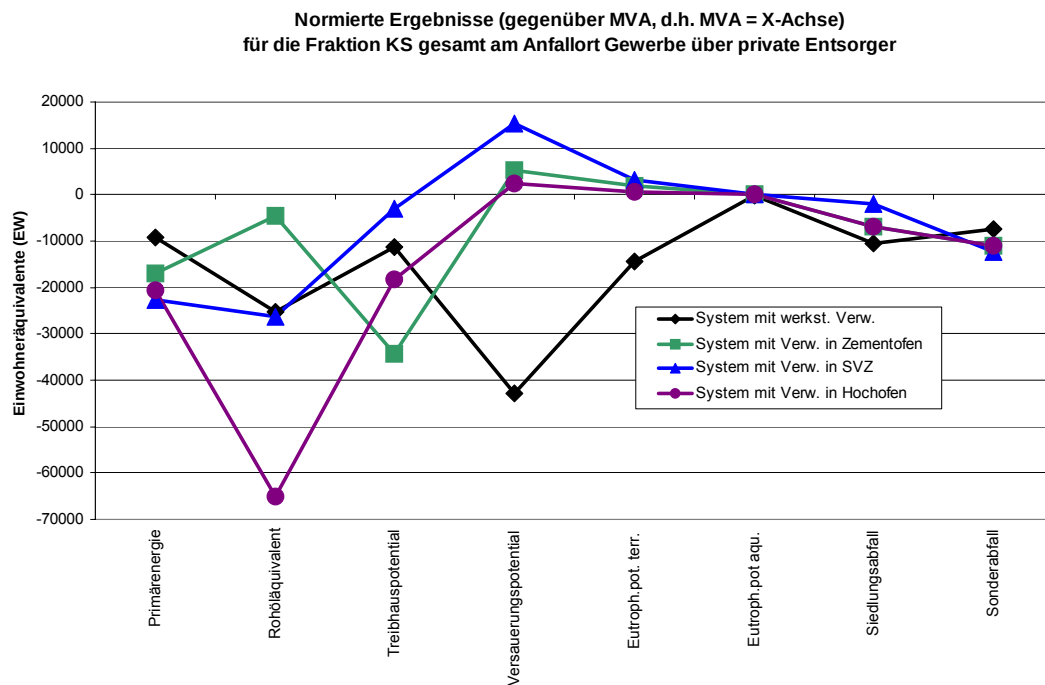


Abbildung 28. Normierte Ergebnisse (Profil) für die Fraktion KS gesamt am Anfallort Gewerbeabfälle über private Entsorger

Abbildung 29 zeigt die normierten Effekte für die Verwertung von Rohren am Anfallort Gewerbe über private Entsorger. Hier zeigt das System „werkstoffliche Verwertung“ generell Vorteile gegenüber den Systemen mit energetischer und rohstofflicher Verwertung. Wie die Sensitivitätsanalysen gezeigt haben, ist nicht zu erwarten, dass sich bei anderen Randbedingungen vollkommen andere Verhältnisse einstellen. Höchstens beim aquatischen Eutrophierungspotential könnte die Aussage beeinflusst werden.

Die Effekte gegenüber der mittleren MVA bewegen sich aufgrund der relativ geringen Menge auf einem Niveau von höchstens einigen 1.000 EW.

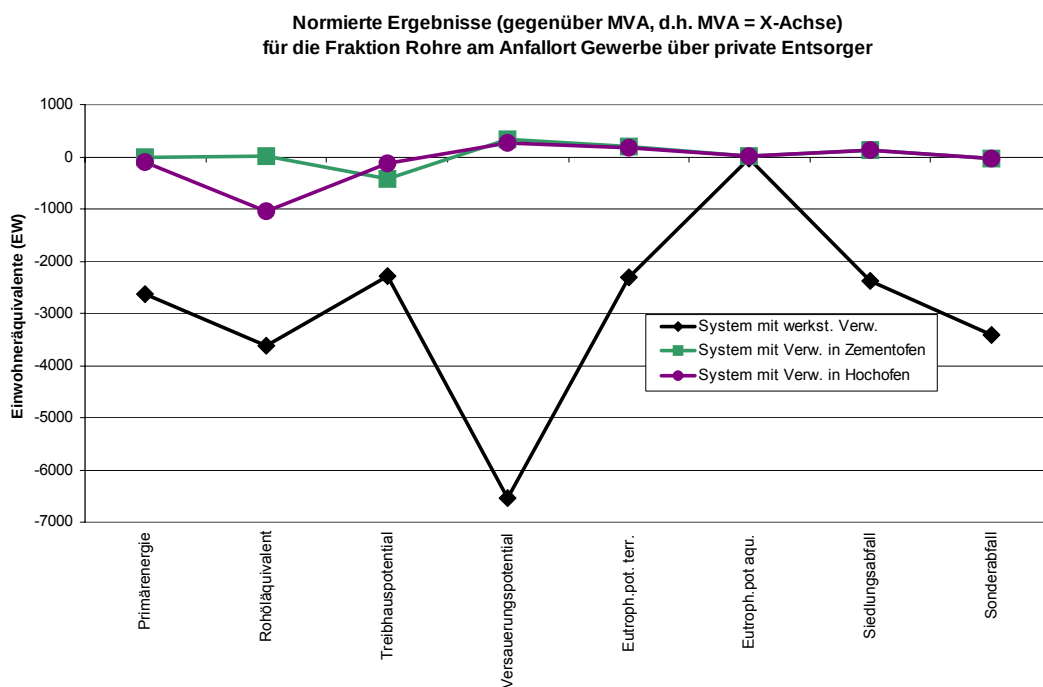


Abbildung 29. Normierte Ergebnisse (Profil) für die Fraktion Rohre am Anfallort Gewerbeabfälle über private Entsorger

In Abbildung 30 sind die Resultate für die werkstoffliche Verwertung von E&E-Gehäusen bzw. Kabeln gezeigt. Ein Vergleich mit anderen Verfahren kann nicht stattfinden. Insofern ist die Grafik nur zur Orientierung über die Höhe der möglichen Entlastungen zu verwenden.

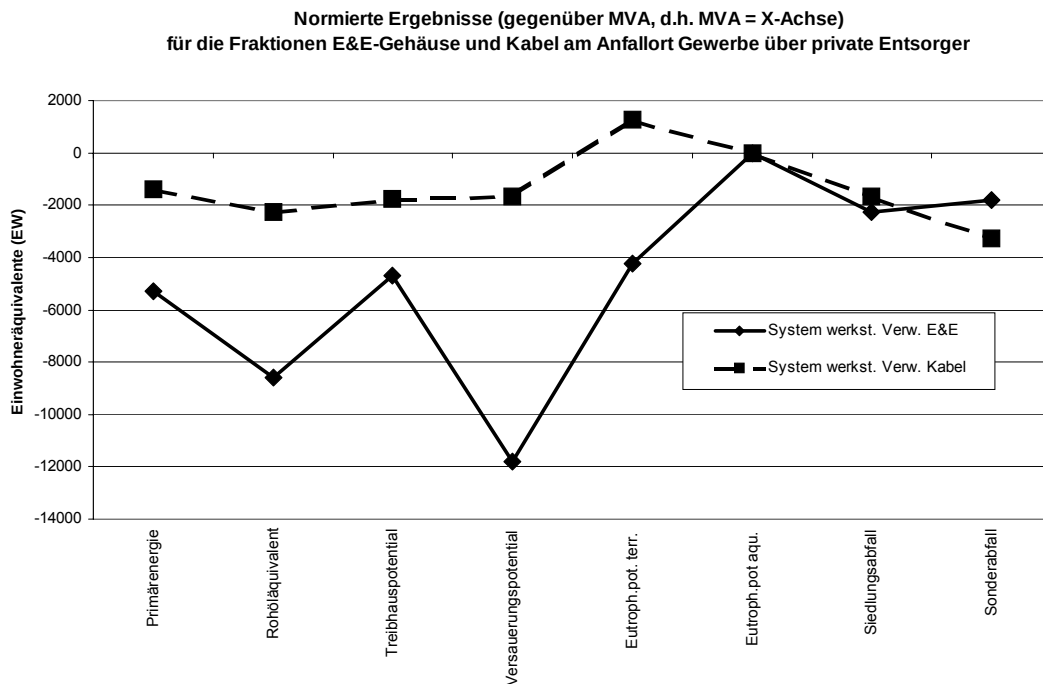


Abbildung 30. Normierte Ergebnisse (Profil) für die werkstoffliche Verwertung der Fraktionen E&E-Gehäuse und Kabel am Anfallort Gewerbeabfälle über private Entsorger

Für die Fraktion KS gesamt aus dem Sperrmüll (Abbildung 31) ergeben sich ähnliche Verhältnisse wie für die selbe Fraktion am Anfallort hausmüllähnliche Gewerbeabfälle, aufgrund der etwas geringeren Mengen aber betragsmäßig auf niedrigerem Niveau.

Ähnlich wie bei den Rohren aus dem Gewerbeabfall über private Entsorger sieht auch das Resultat für die Rohre aus dem Sperrmüll aus - auch hier wegen der geringeren Menge bei geringeren EW-Werten (Abbildung 32).

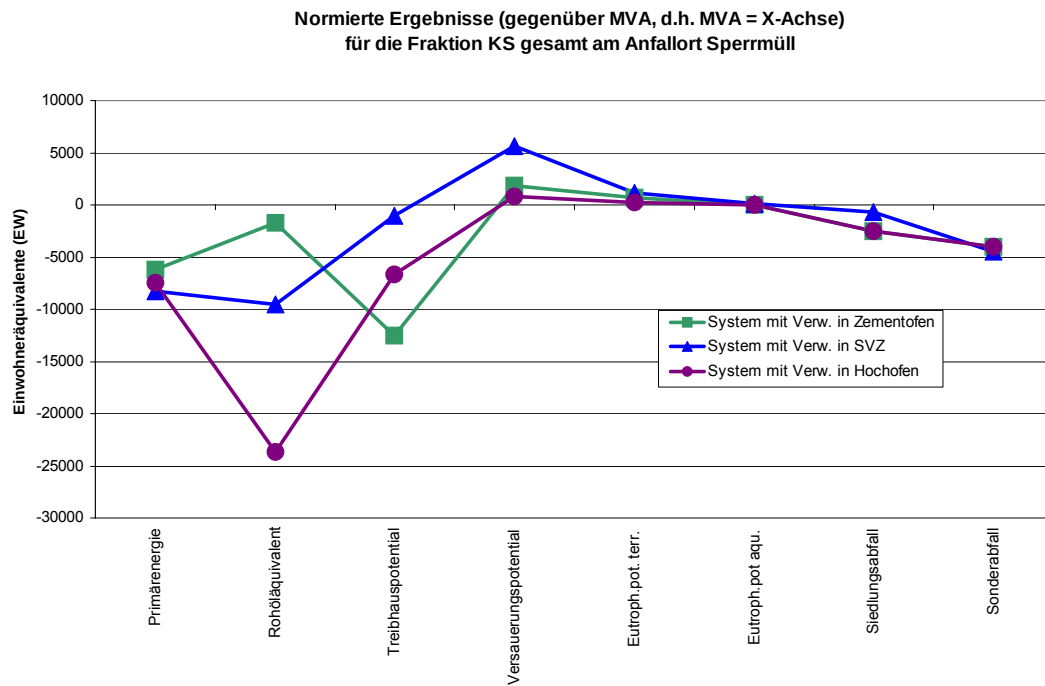


Abbildung 31. Normierte Ergebnisse (Profil) für die Fraktion KS gesamt am Anfallort Sperrmüll

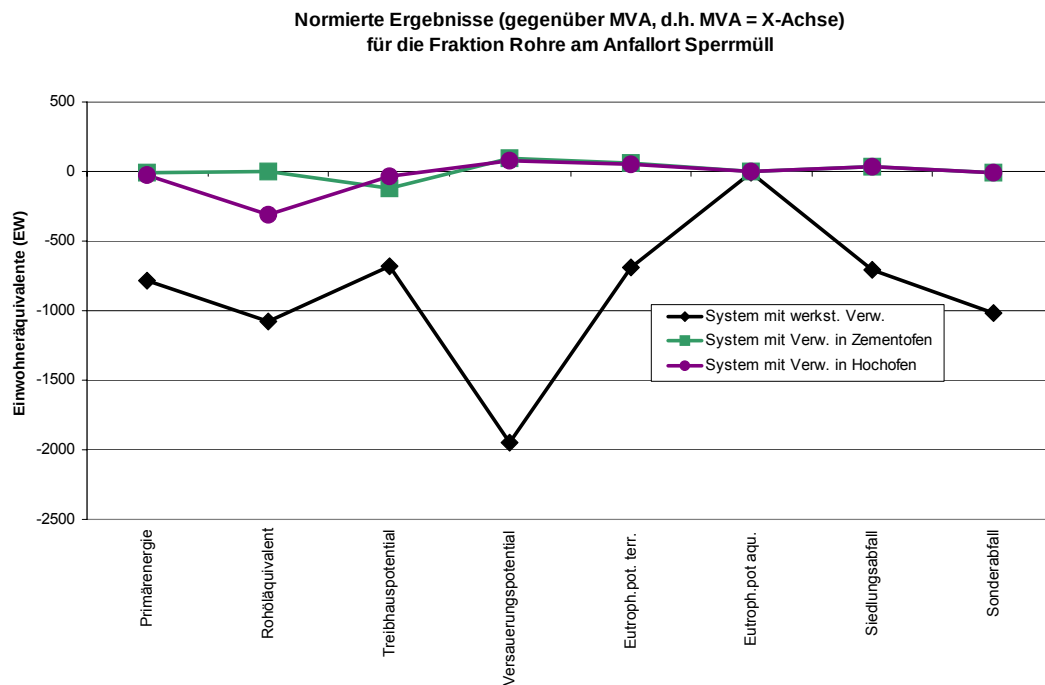


Abbildung 32. Normierte Ergebnisse (Profil) für die Fraktion Rohre am Anfallort Sperrmüll

Für die betrachteten PUR-Produkte ist eine getrennte Erfassung mit werkstofflichem Recycling bei $S = 1$ als ökologisch günstiger einzustufen als ihre Verwertung in energetischen oder rohstofflichen Verfahren. Das zeigen die folgenden zwei Abbildungen (Abbildung 33 und Abbildung 34).

Für die Fraktion KS gesamt aus dem Shredder weichen die Profile aufgrund anderer Abschläge und daher anderer Mengenverhältnisse von denjenigen an anderen Anfallorten ab (Abbildung 35). Das beeinflusst auch den Vergleich der Systeme untereinander. Eine eindeutiger Vorteil (d.h. in allen Kategorien) für eines der energetischen oder rohstofflichen Verfahren ist aber auch hier nicht auszumachen.

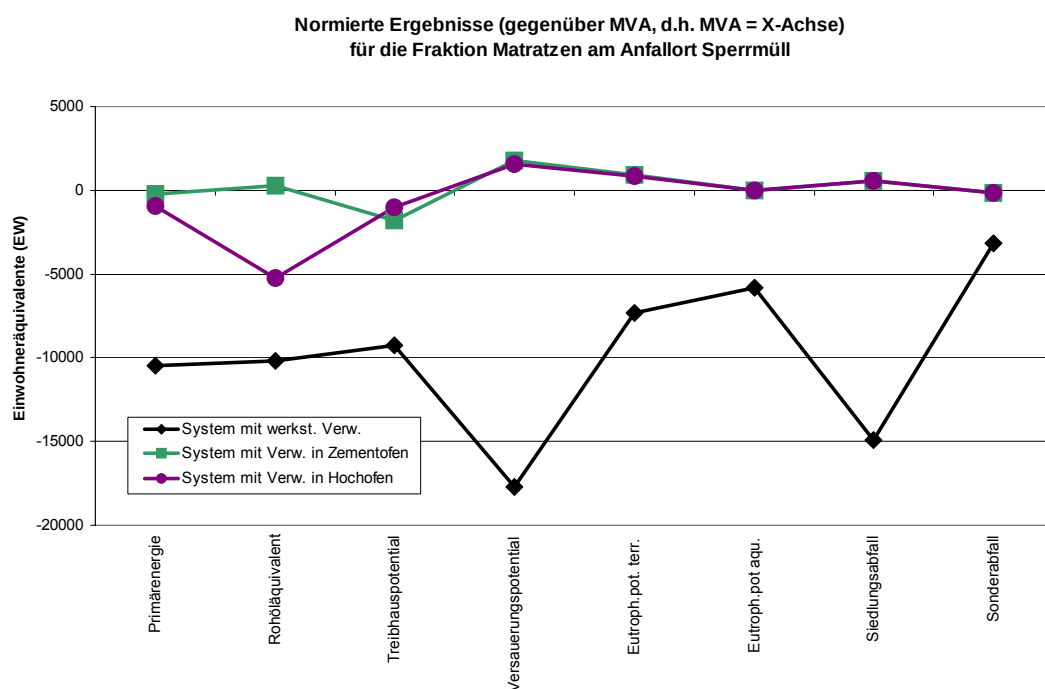


Abbildung 33. Normierte Ergebnisse (Profil) für die Fraktion PUR-Matratzen am Anfallort Sperrmüll

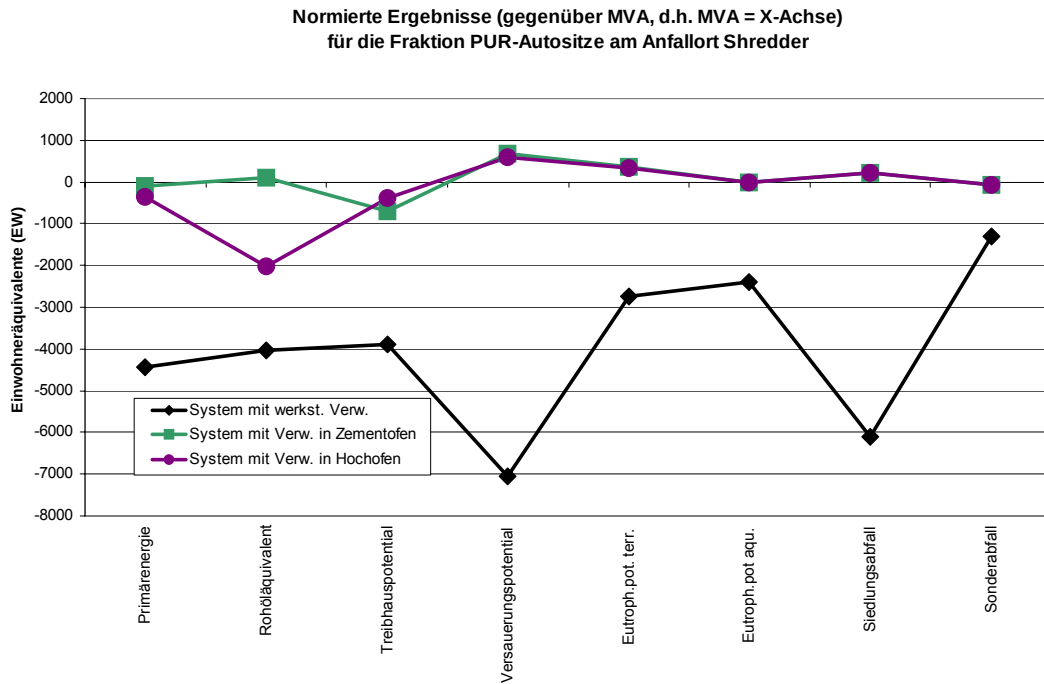


Abbildung 34. Normierte Ergebnisse (Profil) für die Fraktion PUR-Autositze am Anfallort Shredder

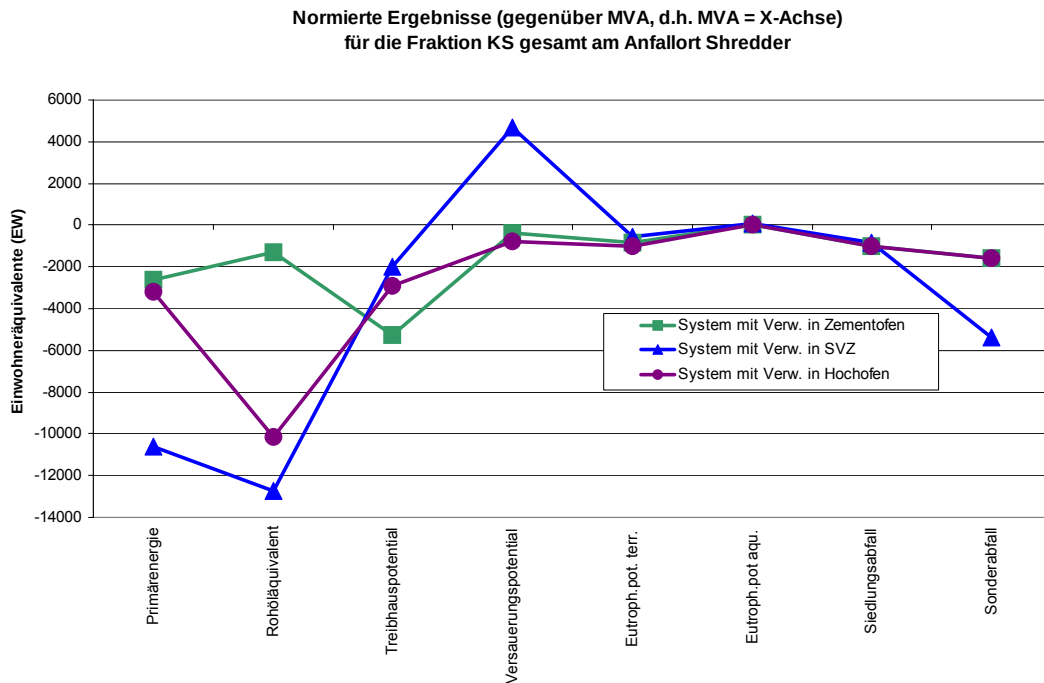


Abbildung 35. Normierte Ergebnisse (Profil) für die Fraktion KS gesamt am Anfallort Shredder

Bei der Interpretation der Normierungsergebnisse ist zu bedenken, dass die normierten Ergebnisse neben den absoluten Effekten auch vom Normierungswert abhängen, der sich aus dem Belastungswert für Deutschland in der betrachteten Kategorie und der Einwohnerzahl in Deutschland (ca. 82.000.000) ergibt. Dies ist zusätzlich zu den schon diskutierten Einflüssen auf die absoluten Effekte (die auch hier zutreffen - insbesondere Einflüsse der Mengen, der betrachteten Verfahren und der substituierten Vorketten) zu berücksichtigen.

Durch die Normierung werden im vorliegenden Fall unterschiedliche Einheiten in den unterschiedlichen Kategorien in eine vom Namen her gleiche Einheit (EW) für alle Kategorien überführt. Zu bedenken ist aber, dass der jeweilige EDW kategoriespezifisch ist.

Die Aussagen der normierten Ergebnisse müssen daher zunächst, d.h. ohne weitere Bewertung, auf die jeweilige Kategorie beschränkt bleiben: Sie zeigen lediglich, in welcher Kategorie vergleichsweise hohe oder niedrige Einflüsse auf die Gesamtbelastung in Deutschland zu erwarten sind. Sie geben jedoch keine Auskunft darüber, ob z.B. die Vermeidung von 2.000 EW in der einen Kategorie vielleicht wichtiger ist (oder subjektiv als wichtiger angesehen wird) als die Vermeidung von 200.000 EW in einer anderen Kategorie (dies zu beurteilen, bleibt der Bewertung vorbehalten). Ein Vergleich oder „Aufrechnung“ der normierten Ergebnisse in verschiedenen Kategorien würde also eine implizite Bewertung zugrundelegen (alle Kategorien werden identisch gewichtet).

Die Normierungsergebnisse bilden eine Grundlage für die abschließende Auswertung durch die Auftraggeber (siehe Teilbericht 5).

Die normierten Ergebnisse zeigen, dass die Bedeutung für die Belastung in Deutschland ganz wesentlich von der betrachteten Kategorie und von der Abfallmenge, die einem Verwertungssystem zugeführt wird, abhängt.

In den meisten Kategorien zeigen die Ergebnisse für die rohstofflichen und energetischen Verwertungssysteme keine als generell signifikant zu bezeichnenden Unterschiede, insbesondere wenn man die Ergebnisse der Sensitivitätsbetrachtung betrachtet. Insofern ist es von den jeweiligen Randbedingungen abhängig, ob ein Verfahren gegenüber den anderen Vorteile aufweist oder nicht. Bei hoher Energienutzung kann auch die Behandlung in der MVA eine sinnvolle Alternative zu den anderen untersuchten energetischen und rohstofflichen Verwertungssystemen sein.

Bei gemischter Erfassung aller Kunststoffe zeigen Systeme mit werkstofflicher Verwertung auch unter der Prämisse $S = 1$ keine generellen Vorteile gegenüber den rohstofflichen und energetischen Verwertungssystemen. Anders kann es für getrennt erfassbare, weitgehend sortenreine und saubere Produktfraktionen aussehen. Dies zeigen die Resultate für die Fraktionen „Rohre“, „Matratzen“ und „Autositze“. Eine werkstoffliche Verwertung solcher Fraktionen kann gegenüber anderen Verfahren deutliche ökologische Vorteile bieten, soweit die Rezyklate primäre Kunststoffe im Verhältnis 1 : 1 substituieren.

8.2.4 Einordnung der Ergebnisse und erste Schlussfolgerungen

Einordnung der Ergebnisse

Zusammenfassend kann festgestellt werden, dass für die Höhe der Effekte in Deutschland vor allem maßgeblich sind

- die betrachtete Fraktion (d.h., die Materialeigenschaften),
- das betrachtete Verwertungsverfahren im Zusammenhang mit den
- substituierten Vorketten,
- die sonstigen Randbedingungen (z.B. Energieauskopplung in MVA, Prozessenergiebedarf, Verluste),
- die jeweilige zur Entsorgung anstehende Gesamtmenge der Fraktion und
- der Anteil dieser Menge, die tatsächlich einer Verwertung zugeführt werden kann.

Ein zusätzlicher Einfluss geht von der spezifischen Erfassung aus.

Die durchgeführten Sensitivitätsbetrachtungen zeigen, dass die Ergebnisse in einigen Fällen durchaus signifikant durch die Randbedingungen beeinflusst werden können. Außerdem sind die vielfältigen Einschränkungen, Annahmen und Näherungen zu bedenken, wenn man aus den gezeigten Ergebnissen Schlussfolgerungen ziehen will. Generell sind die Ergebnisse daher nur in ihrer Größenordnung bzw. in der Tendenz interpretierbar.

Bei der werkstofflichen Verwertung dürften die Unsicherheiten wegen zusätzlicher Näherungen und Annahmen (Substitutionsfaktor, Nutzungsphase) tendenziell größer als bei den energetischen und rohstofflichen Verfahren.

Vergleicht man die Aussagekraft für die unterschiedlichen Fraktionen, so ist zu bedenken, dass für die produktspezifischen Fraktionen exaktere Randbedingungen vorgegeben waren als für die Fraktion KS gesamt. Dies ergibt sich aus der Festlegung auf eine Produktart und der damit vorgenommenen Einschränkung auf bestimmte Kunststoffarten. Insofern ist davon auszugehen, dass die Ergebnisse für die produktspezifischen Fraktionen tendenziell belastbarer sind als für die Fraktion KS gesamt. Ausnahmen ergeben sich für Fraktionen, deren Verwertung in Pilotanlagen abgebildet wurden.

Unter Berücksichtigung der Einschränkungen sind die bei den einzelnen Kategorien genannten und durch Einrahmung hervorgehobenen Ansätze für Konzepte bzw. Optimierungen zwar als **Orientierung** zu verstehen, müssen aber im Einzelfall immer vor dem Hintergrund der speziellen Randbedingungen gesehen werden, die z.B. durch die Branche oder die regionalen Strukturen vorgegeben sind. Schon die Anwendung auf einen der hier betrachteten übergeordneten Anfallorte erfordert einen genaueren Blick auf die dort gegebenen Verhältnisse. Außerdem muss beachtet werden, dass nur einige, beispielhafte produktspezifische Fraktionen ausgewählt wurden. Das bedeutet insgesamt, dass die konkreten, sinnvoll getrennt erfassbaren Teilfraktionen ebenso wenig generell festgelegt werden können wie die optimalen energetischen oder rohstofflichen Verfahren. Die für die einzelnen Kategorien formulierten Konzeptansätze zur Steigerung der Verwertung gelten außerdem nur unter der Prä-

misser, dass eine werkstoffliche Verwertung mit einem Substitutionsfaktor nahe $S = 1$ stattfindet.

Im Rahmen der Untersuchung wird davon ausgegangen, dass die beschriebenen Verwertungsoptionen in dem dargestellten Umfang tatsächlich realisierbar sind.

Voraussetzung dafür ist unter anderem (sowohl für die werkstofflichen als auch für die energetischen und rohstofflichen Verfahren), dass die notwendige Aufbereitungs- und Verwertungstechnik überhaupt zur Verfügung steht und dies mit der erforderlichen Kapazität. Ganz besonders bei den werkstofflichen Verfahren ist zudem die „Marktgängigkeit“ der Rezyklate erforderlich. D.h., sie müssen eine bestimmte Qualität aufweisen, so dass sie vollständig am Markt absetzbar sind.

Insgesamt ist festzuhalten, dass die Nutzung der hier ermittelten ökologischen Entlastungspotentialen auch von Parametern abhängt, die in der vorliegenden Studie nicht oder nicht ausreichend beurteilt werden konnten. So kann z.B. schon alleine die geringe Mengenrelevanz von Fraktionen dazu führen, dass ein Verwertungsweg nicht oder nicht in dem hier beschriebenen Umfang realisierbar ist. Daneben werden auch die Erschließbarkeit von Märkten und die Finanzierung eine Rolle bei der Verwirklichung von neuen Verwertungswegen spielen.

Für einige der betrachteten Verwertungswege ist die Anlagenkapazität aus heutiger Sicht noch nicht ausreichend. Insofern müssen Kapazitäten aufgebaut werden. Und für einige der erzeugten Produkte erscheint es zumindest fraglich, ob die vorhandenen Märkte sie vollständig aufnehmen können. Evtl. sind also auch neue Märkte zu erschließen. Sowohl bei den Kapazitäten als auch bei den Märkten dürfen keine Verdrängungen anderer Stoffströme stattfinden, sonst sind die hier gezeigten Ergebnisse ebenfalls nicht zutreffend²⁹. Eine letztendliche Beurteilung dieser Punkte geht weit über die vorliegende Studie hinaus und muss daher an anderer Stelle vorgenommen werden.

Erste Schlussfolgerungen (aus den Wirkungsindikatorergebnissen und der Normierung)

Insgesamt kann man aber feststellen, dass zur Erreichung möglichst großer Entlastungseffekte nicht ein bestimmtes Verfahren alleine eingesetzt werden kann. Dem stehen schon technische Gründe entgegen. Eine gewisse Restmenge wird immer beseitigt werden müssen (spätestens ab 2005 ausschließlich über die MVA), weil zum einen eine 100%-ige Erfassung unmöglich ist und weil zum zweiten bestimmte Abfälle spezifikationsbedingt nicht für den Einsatz in die Verwertungsverfahren geeignet sind.

Für die Effekte in Deutschland sind neben den massenspezifischen Effekten, die mit einem Verfahren potentiell erzielt werden können, auch die tatsächlich in einem Verfahren verwerteten Mengen maßgeblich. Deshalb kann es sinnvoll sein, ein Verfahren mit geringeren spezifischen Effekten aber größerem Mengenpotential zu bevorzugen.

²⁹ Aus gesamtheitlicher Sicht müsste dann die Entsorgung der verdrängten Stoffströme mit betrachtet werden.

Die Ergebnisse der Untersuchung zeigen, dass aus ökologischer Sicht

- es kein Verfahren gibt, welches den anderen Alternativen unter allen Umständen, d.h. für alle Anfallorte und alle Fraktionen und alle Kategorien, überlegen ist,
- bei hoher Energienutzung auch die MVA eine sinnvolle „Verwertungs“-Alternative sein kann,
- die Erhöhung der Verwertung prinzipiell anzustreben ist,
- möglichst große Mengen einer Verwertung zugeführt werden sollten,
- Entsorgungswege³⁰ mit sehr großem Aufbereitungsaufwand und/oder großen Einschränkungen aus Gründen der Spezifikation vermieden werden sollten,
- in einem Gesamtkonzept zur Erhöhung der Verwertung unterschiedliche Verfahren parallel zu berücksichtigen sind,
- die Randbedingungen den jeweils sinnvollsten Verwertungsmix bestimmen und
- deswegen je nach Anfallort und Fraktion die jeweils optimalen Lösungen unterschiedlich aussehen können.

Vor dem Hintergrund der Ausschreibung zu diesem Vorhaben wird folgend auf die werkstoffliche Verwertung abgehoben. Diese erscheint aus ökologischer Sicht sinnvoll für

- gut identifizierbare und
- leicht und sauber aus dem gesamten Abfallaufkommen abtrennbare Fraktionen, mit deren Abtrennung gleichzeitig
- eine (Vor)Sortierung nach Kunststoffarten stattfindet.

Die Untersuchungsergebnisse legen nahe, dass für die Fraktionen Rohre und PU-Schäume eine getrennte Erfassung mit anschließender werkstofflicher Verwertung durchaus sinnvoll sein kann. Gleiches ist auch für andere Fraktionen denkbar, mit den vorliegenden Ergebnissen aber nicht belegbar.

Anstrengungen, die werkstoffliche Verwertung ohne Rücksicht auf spezifisch Bedingungen in den einzelnen Branchen, Betrieben oder Regionen zu erhöhen, können dagegen eher kontraproduktiv sein. Vielfach sind die rohstofflichen oder energetischen Verfahren besser geeignet, vermischte Kunststoffabfälle, in denen ggf. Verbunde oder Störstoff enthalten sind, zu verwerten.

³⁰ Kombination aus Anfallort, Fraktion und Entsorgungssystem. Unter dem Begriff Entsorgung wird die Entsorgung zur Verwertung und die Entsorgung zur Beseitigung verstanden.

9 Abkürzungen

APME	Association of Plastics Manufacturers in Europe
BMWi	Bundesministerium für Wirtschaft und Technologie
DSD	Duales System Deutschland
E	Einwohner
el. Energie	elektrische Energie
EW	Einwohneräquivalent
EDW	Einwohner-Durchschnittswert
E&E	Elektro- und Elektronik
GEMIS	Gesamtemissionsmodell integrierter System
GWP	Global Warming Potential = Treibhauspotential
HH	Haushalt(e)
HM	Hausmüll
HO	Hochofen
H _u	unterer Heizwert
IKARUS	Instrumente für Klimagas-Reduktionsstrategien
IPCC	Intergovernmental Panel for Climate Change
KS	Kunststoff(e)
LCA	Life Cycle Assessment
MVA	Müllverbrennungsanlage
NMVOC	Non Methane Volatile Organic Carbon
ODP	Ozone Depletion Potential
ÖRe	Öffentlich-Rechtlich
PE	Polyethylen
POCP	Photochemical Ozone Creation Potential
PP	Polypropylen
PS	Polystyrol
PUR	Polyurethan
PVC	Polyvinylchlorid
R	Reichweite (einer Ressource)
Räq	Rohöläquivalenzfaktor
S	Substitutionsfaktor
SLF	Shredderleichtfraktion
SVZ	Sekundärrohstoff Verwertungs-Zentrum Schwarze Pumpe
Tr.mittel	Transportmittel
Tr.entfernung	Transportentfernung
UBA	Umweltbundesamt
VDZ	Verein deutscher Zementwerke e.V.

Verw.	Verwertung
VIK	Verband der industriellen Energie- und Kraftwirtschaft e.V.
VKE	Verband Kunststoffherzeugende Industrie e.V.
zul. Ges.gew.	Zulässiges Gesamtgewicht

10 Literatur

- [1] Heyde, M., Kremer, M.: Recycling and Recovery of Plastics from Packagings in Domestic Waste, LCA Documents Vol. 5, ecomed publishers 1999
- [2] Öko-Institut, Deutsche Projekt Union: Vergleich der rohstofflichen und energetischen Verwertung von Verpackungskunststoffen, Darmstadt/Essen 1999
- [3] HTP, ifeu: Grundlagen für eine ökologisch und ökonomisch sinnvolle Verwertung von Verkaufsverpackungen, UFOPLAN 29833719, Aachen und Heidelberg, Dezember 200
- [4] Fraunhofer IVV, Müller-BBM: Verwertung von Kunststoffbauteilen aus Altautos - Analyse der Umwelteffekte nach dem LCA- Prinzip und ökonomische Analyse, noch nicht veröffentlicht
- [5] Fraunhofer IVV, TU München: Energetische Verwertung heizwertreicher Abfälle in bayerischen Müllverbrennungsanlagen: Beurteilung der Energie-, Abfall- und Emissionsbilanz, noch nicht veröffentlicht
- [6] Fraunhofer IVV: Verwertung von Kunststoffabfällen aus Sammlungen des Dualen Systems im Verfahren des Sekundärrohstoff-Verwertungszentrums Schwarze Pumpe, Freising 2000
- [7] Angaben von Solvay GmbH zum Lösemittel-Verfahren (Vinyloop-Verfahren) aus Datenerhebung, Bezug ca. 1998
- [8] APME Daten aus dem Internet: <http://lca.apme.org/reports/htm/14.htm>
- [9] Hessisches Ministerium für Umwelt, Energie, Jugend und Familie (Hrsg.): Gesamtemissionsmodell Integrierter Systeme (GEMIS)-Version 3.0, Wiesbaden, 1997
- [10] GEMIS 4.0, <http://www.oeko.de>
- [11] Frischknecht, R., Hofstetter, P., Knoepfel, I., Dones, R., Zollinger, E.: Ökoinventare für Energiesysteme. Hrsg.: Schweizer Bundesamt für Energiewirtschaft, Bern 1996
- [12] Statistik der Energiewirtschaft 1999/2000; Herausgeber: VIK, Verband der Industriellen Energie- und Kraftwirtschaft e.V. Verlag Energieberatung GmbH, Essen 2001
- [13] Fachinformationszentrum Karlsruhe, Gesellschaft für wissenschaftlich-technische Information mbH.: Instrumente für Klimagas-Reduktionsstrategien IKARUS, Datenbank auf CD-ROM, Version 2.0, Karlsruhe 1998
- [14] Ökobilanz für Getränkeverpackungen II, Hauptteil, Texte 37/00, Umweltbundesamt, Berlin 2000
- [15] Daten zur Umwelt Der Zustand der Umwelt in Deutschland 2000, Umweltbundesamt 2001
- [16] BMWI: Energie Daten 2000, Bonn 2000
- [17] Statistisches Bundesamt: Statistisches Jahrbuch, Wiesbaden 2000
- [18] Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC): Climate Change 2001, The Scientific Basis, <http://www.ipcc.ch/>

Anhang

Anhang A	Fließbilder für die Verwertungssysteme	2
Anhang B	Spezifische Effekte für die einzelnen Optionen	24
Anhang C	Grafiken zur Übertragbarkeit	33
Anhang D	Grafiken zu Sensitivitätsbetrachtungen	39
Anhang E	Effekte gegenüber MVA (Gesamtsysteme)	45
Anhang F	Normierte Effekte gegenüber MVA (Gesamtsysteme)	47
Anhang G	Sachbilanzgrößen, Klassifizierung, zugeordnete Faktoren	49

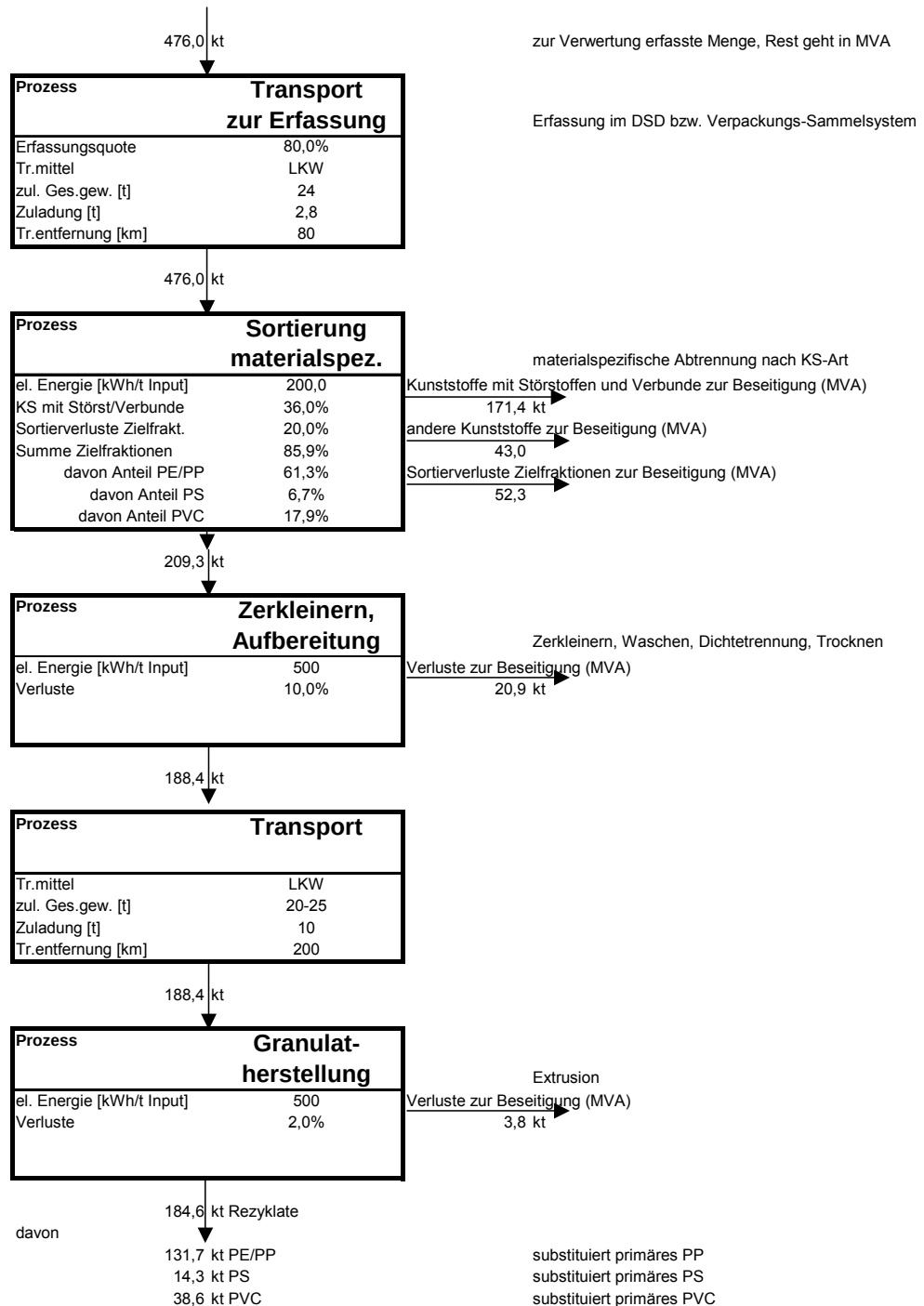
Anhang A

Fließbilder für die Verwertungssysteme (Basissysteme)

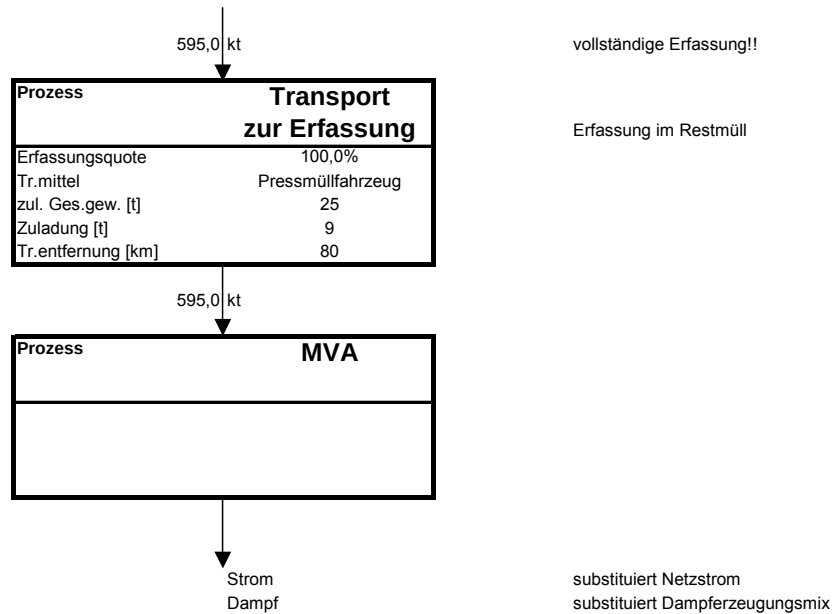
<u>A1 Anfallort Restmüll Haushalte</u>	3
<u>A2 Anfallort Gewerbe über private Entsorger</u>	8
<u>A3 Anfallort Shredderbetriebe</u>	15
<u>A4 Anfallort Sperrmüll Haushalte</u>	20

A1 Anfallort Restmüll Haushalte

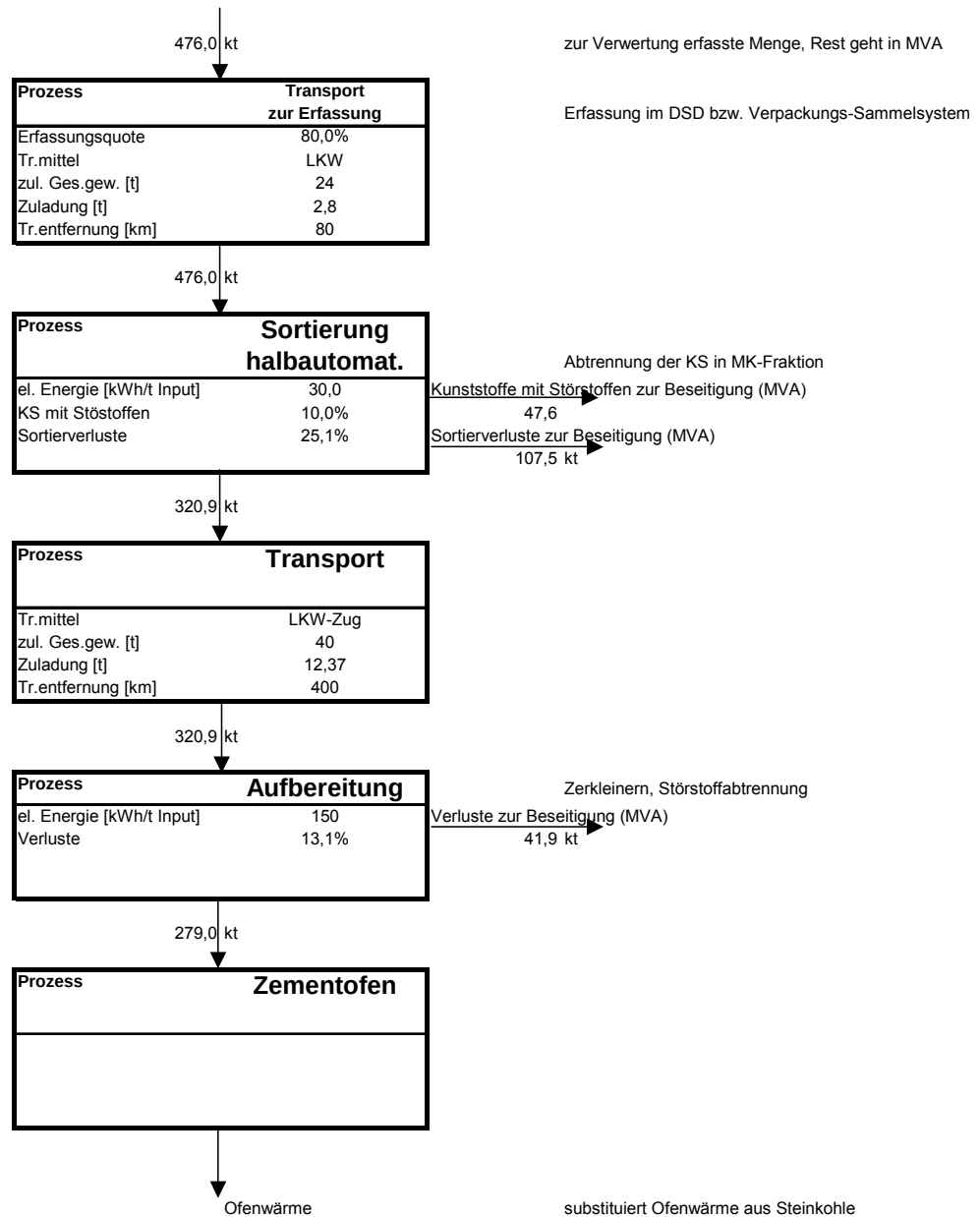
Anfallort Restmüll Haushalte
Fraktion KS insgesamt
derzeit beseitigte Menge [kt] 595
System mit werkstofflicher Verwertung
(Variante 8 gem. Teilbericht 2, Kap. 5)



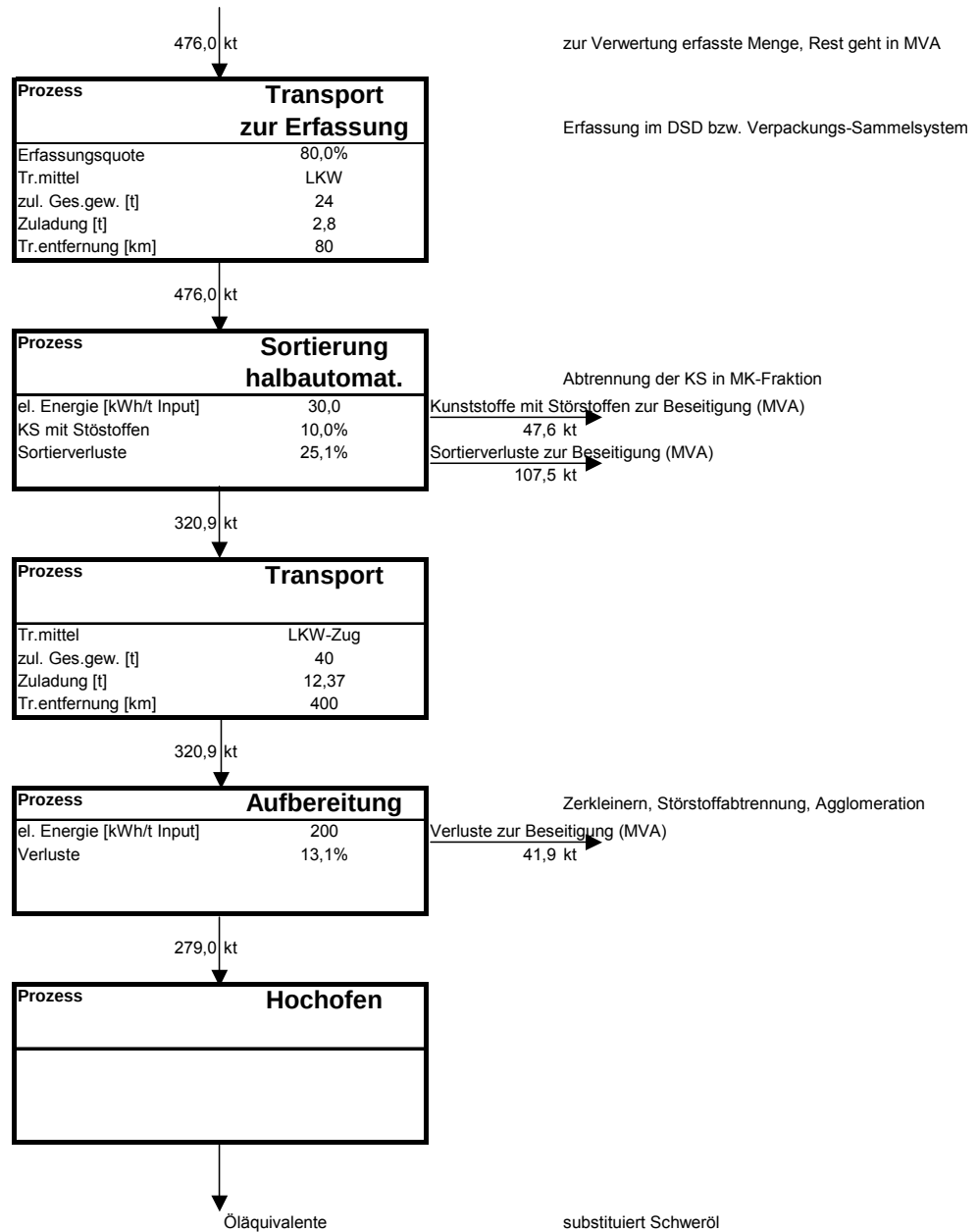
Anfallort Restmüll Haushalte
Fraktion KS insgesamt
derzeit beseitigte Menge [kt] 595
System mit Behandlung in MVA
(Variante 10-MVA gem. Teilbericht 2, Kap. 5)



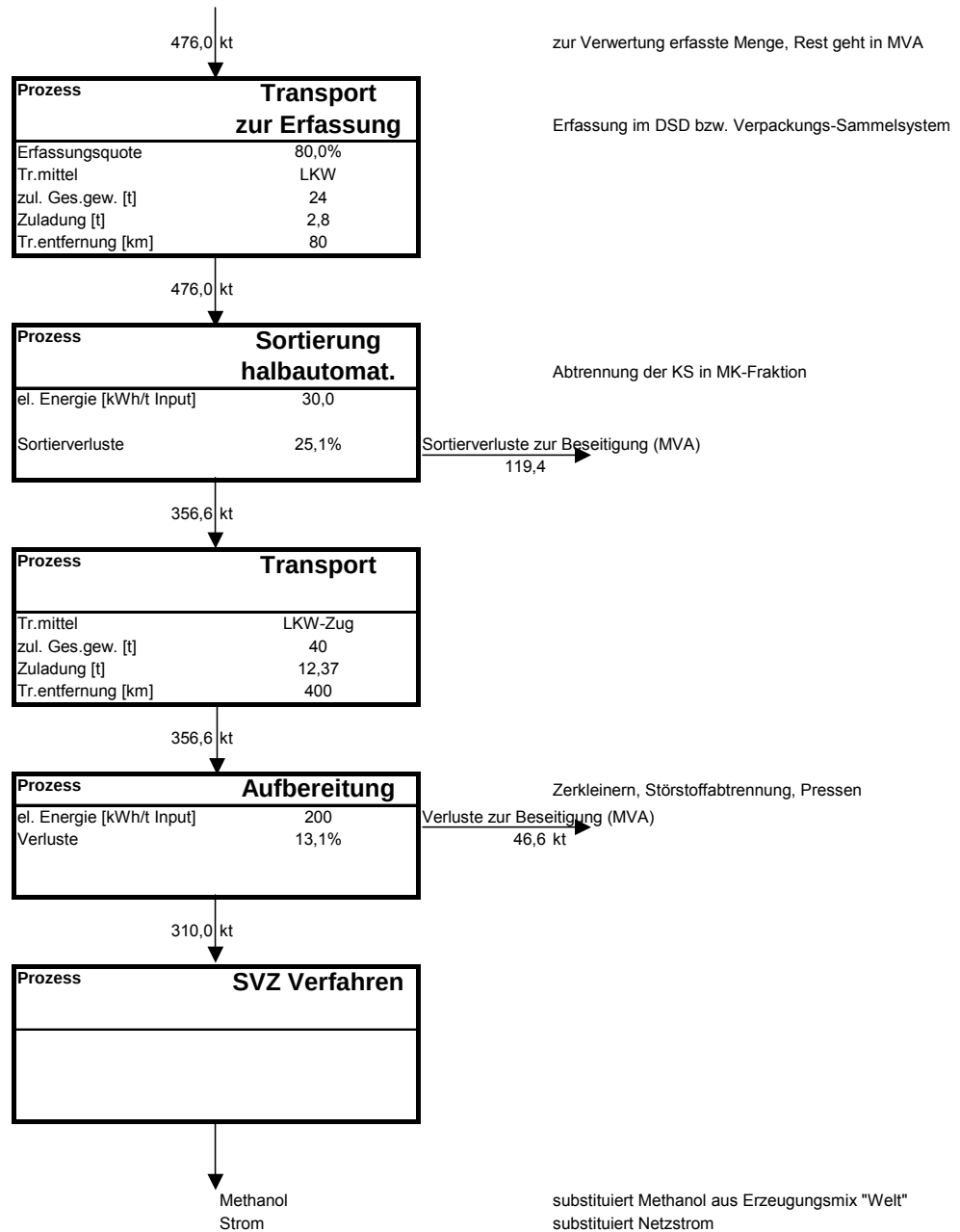
Anfallort Restmüll Haushalte
Fraktion KS insgesamt
derzeit beseitigte Menge [kt] 595
System mit Verwertung im Zementofen
(Variante 10-Zementofen gem. Teilbericht 2, Kap. 5)



Anfallort Restmüll Haushalte
Fraktion KS insgesamt
derzeit beseitigte Menge [kt] 595
System mit Verwertung im Hochofen
(Variante 10-Hochofen gem. Teilbericht 2, Kap. 5)

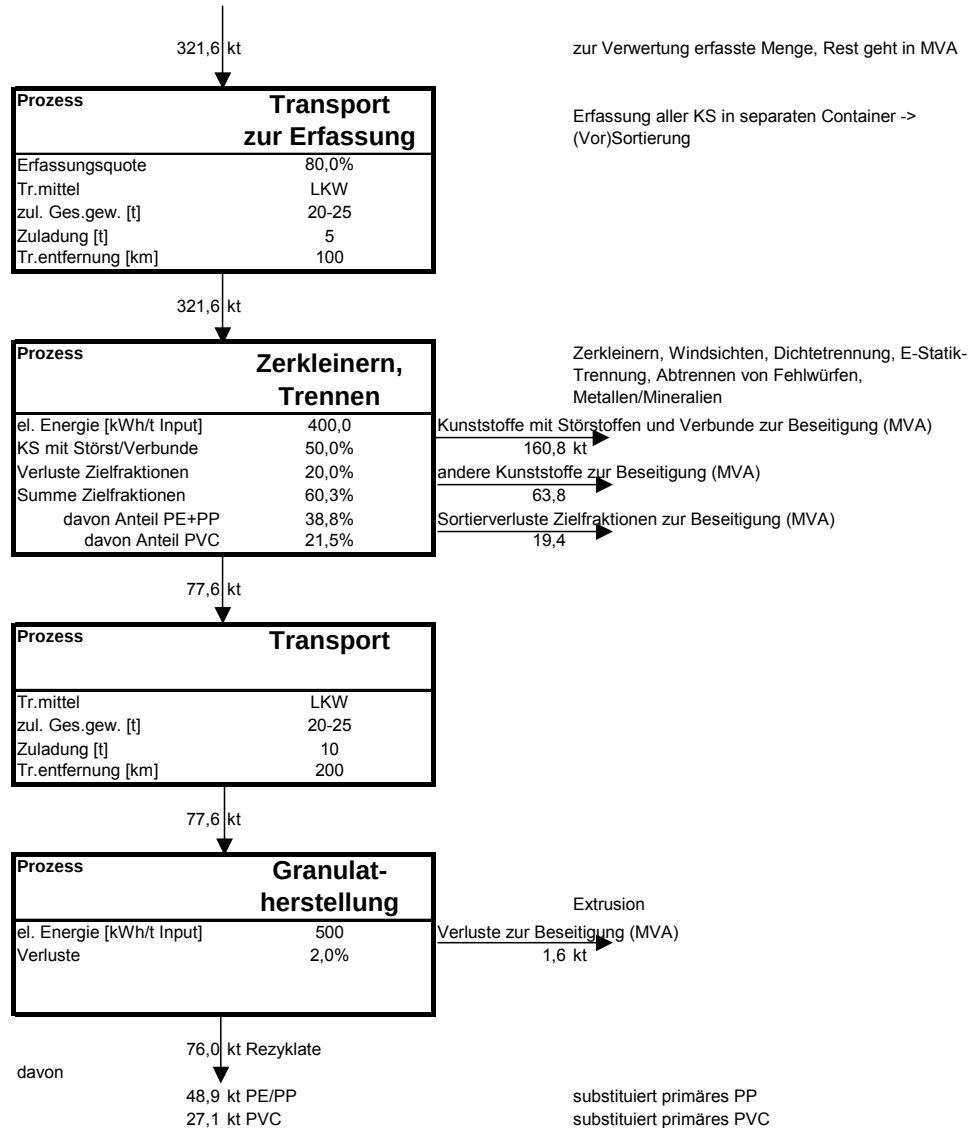


Anfallort Restmüll Haushalte
Fraktion KS insgesamt
derzeit beseitigte Menge [kt] 595
System mit Verwertung im SVZ
(Variante 10-SVZ gem. Teilbericht 2, Kap. 5)

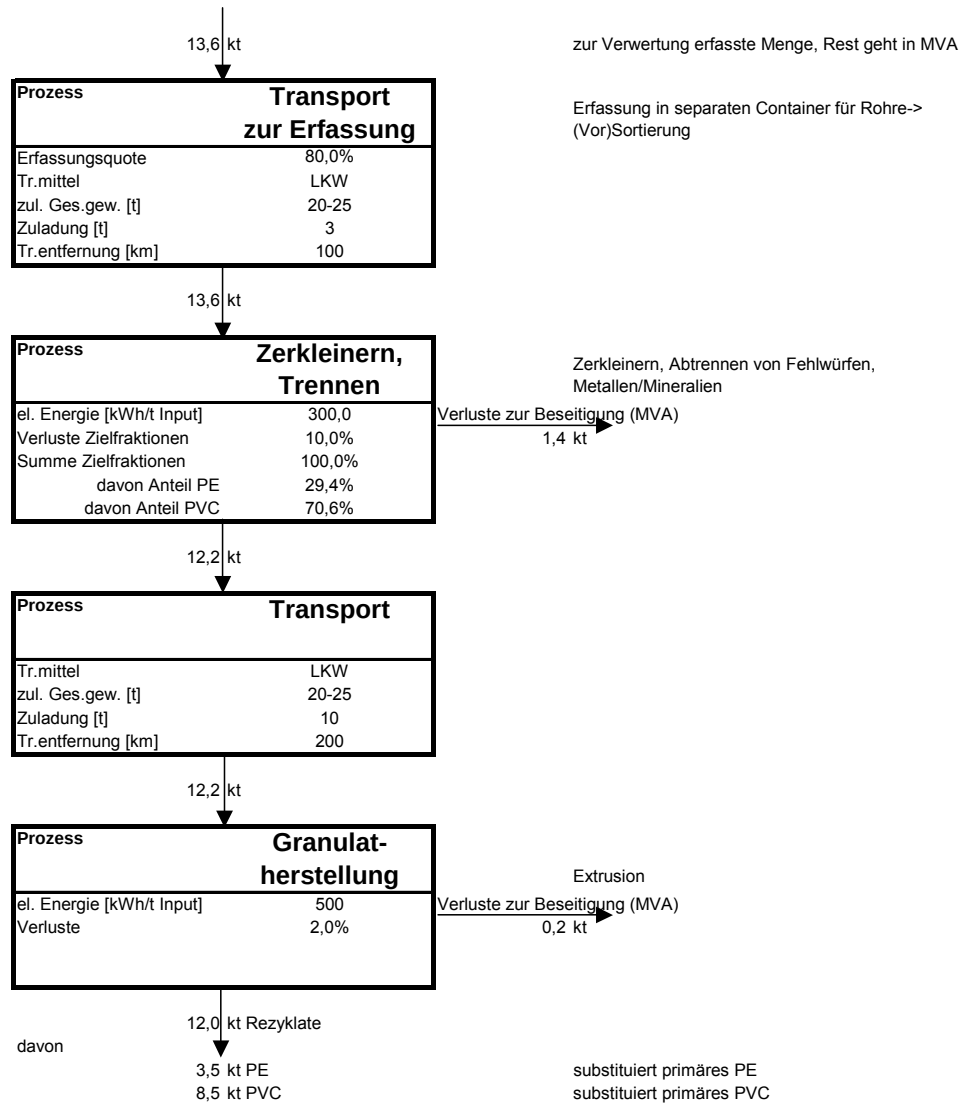


A2 Anfallort Gewerbe über private Entsorger

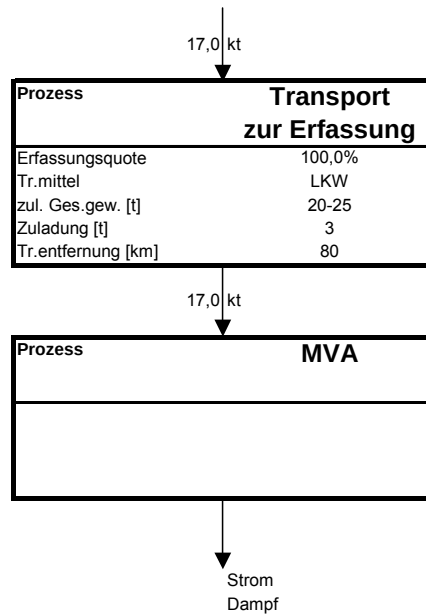
Anfallort Gewerbeabfälle über priv. Entsorger
Fraktion KS insgesamt
derzeit beseitigte Menge [kt] 402
System mit werkstofflicher Verwertung
(Variante 9 gem. Teilbericht 2, Kap. 5)



Anfallort Gewerbeabfälle über priv. Entsorger
Fraktion Rohre
derzeit beseitigte Menge [kt] 17
System mit werkstofflicher Verwertung
(Variante 1 gem. Teilbericht 2, Kap. 5)



Anfallort Gewerbeabfälle über priv. Entsorger
Fraktion Rohre
derzeit beseitigte Menge [kt] 17
System mit Behandlung in MVA
(als Teil der Variante 12-MVA gem. Teilbericht 2, Kap. 5)

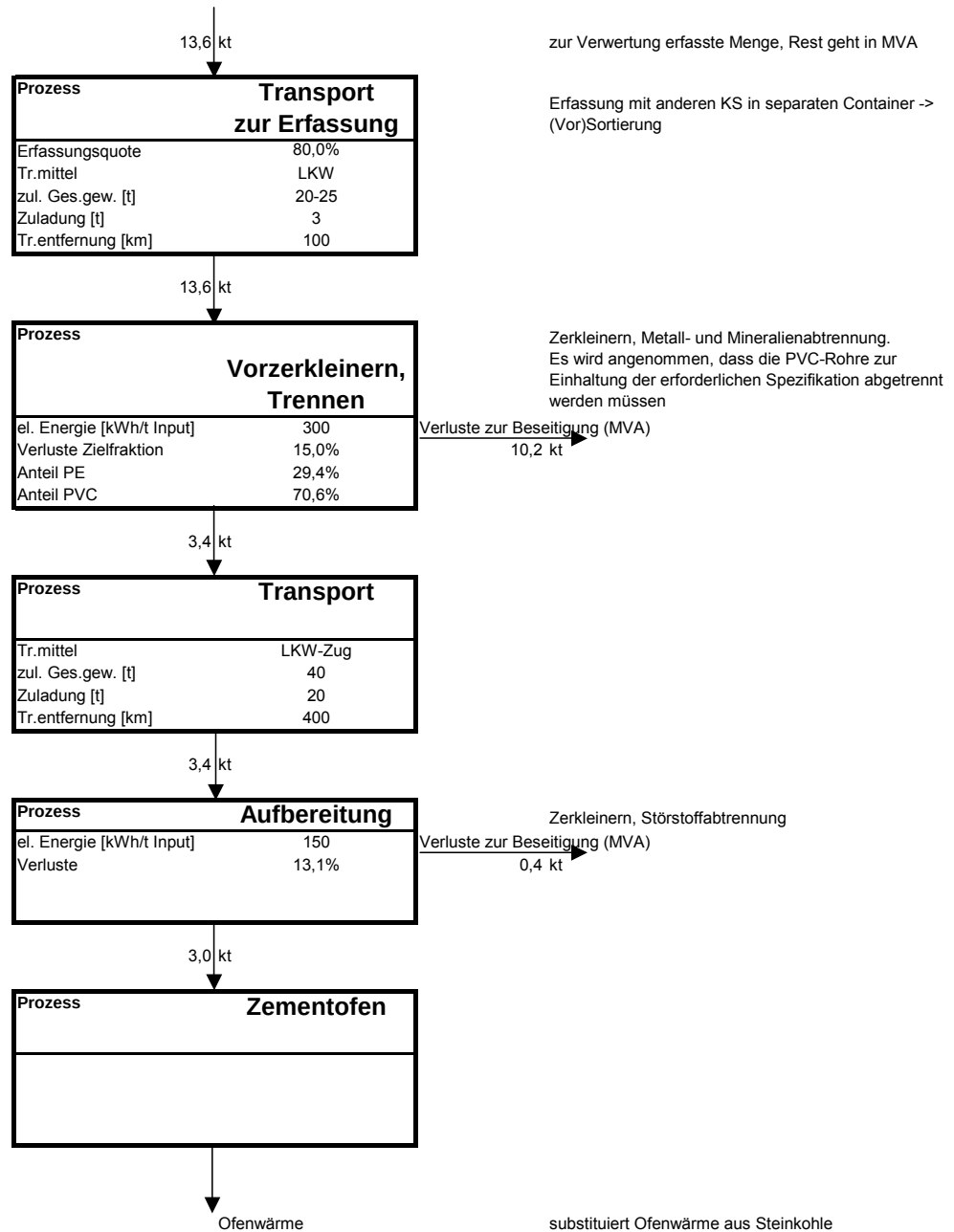


vollständige Erfassung!!

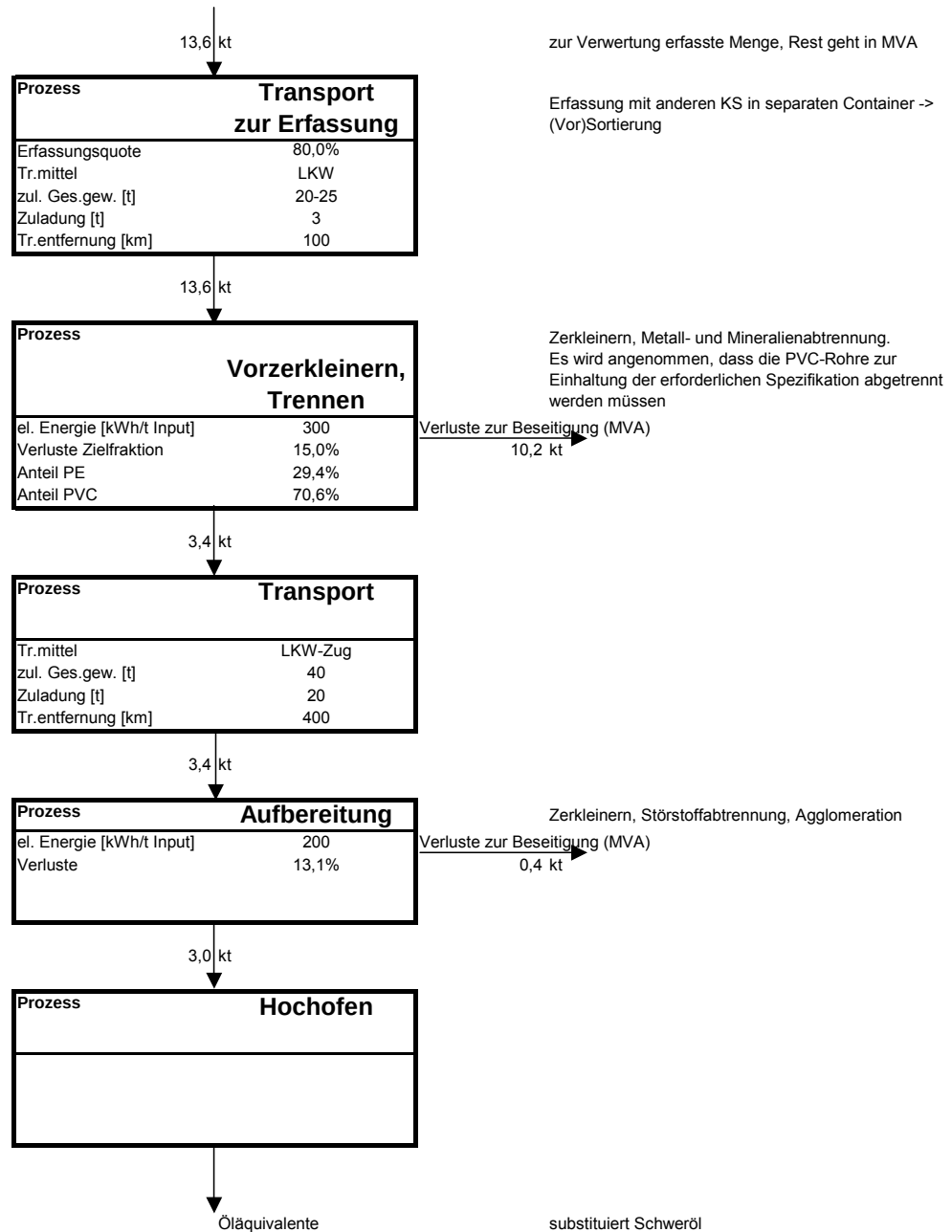
Erfassung mit anderen KS in separaten Container ->
Abfall zur Verwertung

substituiert Netzstrom
substituiert Dampferzeugungsmix

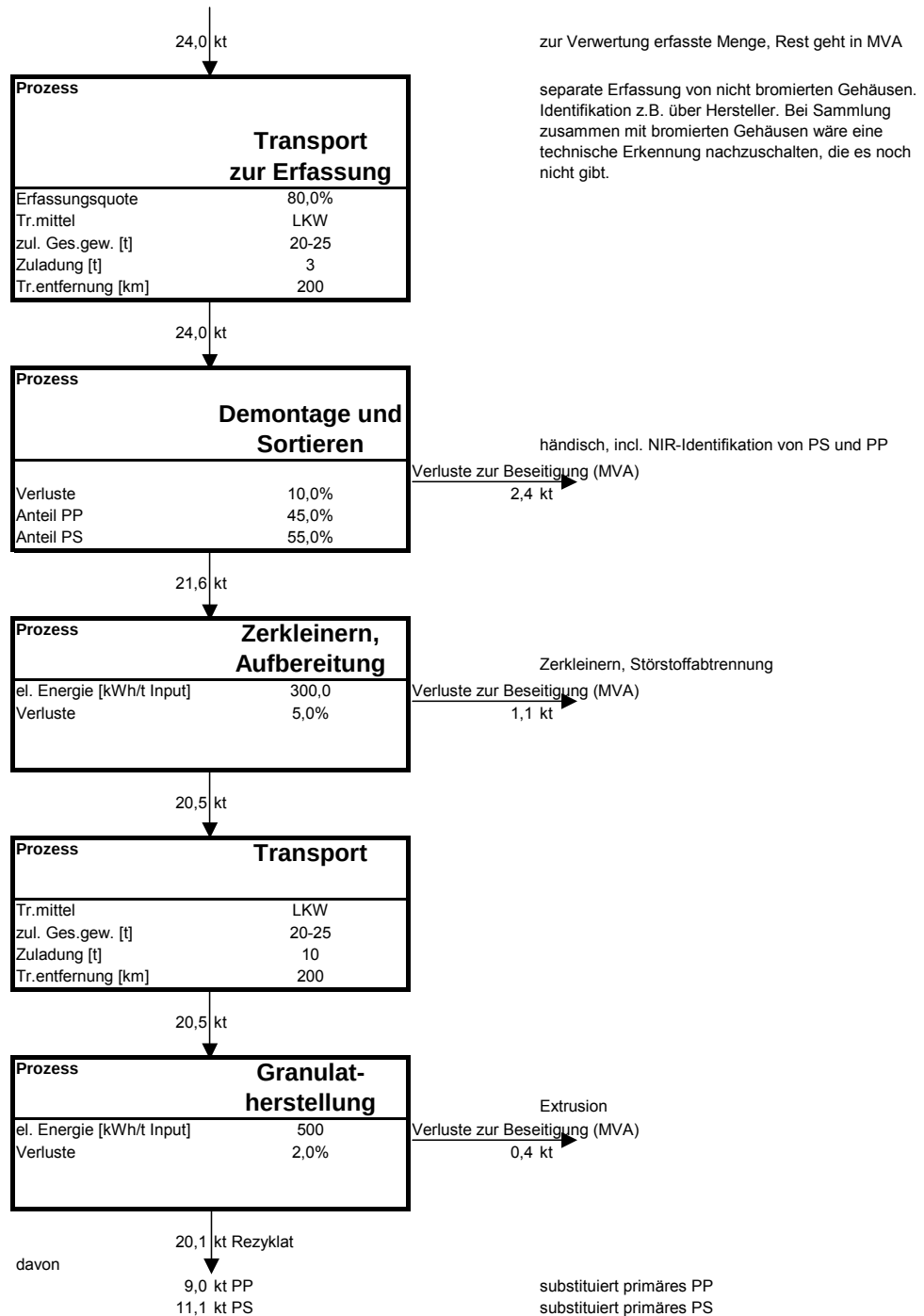
Anfallort Gewerbeabfälle über priv. Entsorger
Fraktion Rohre
derzeit beseitigte Menge [kt] 17
System mit Verwertung im Zementofen
(als Teil der Variante 12-Zementofen gem. Teilbericht 2, Kap. 5)



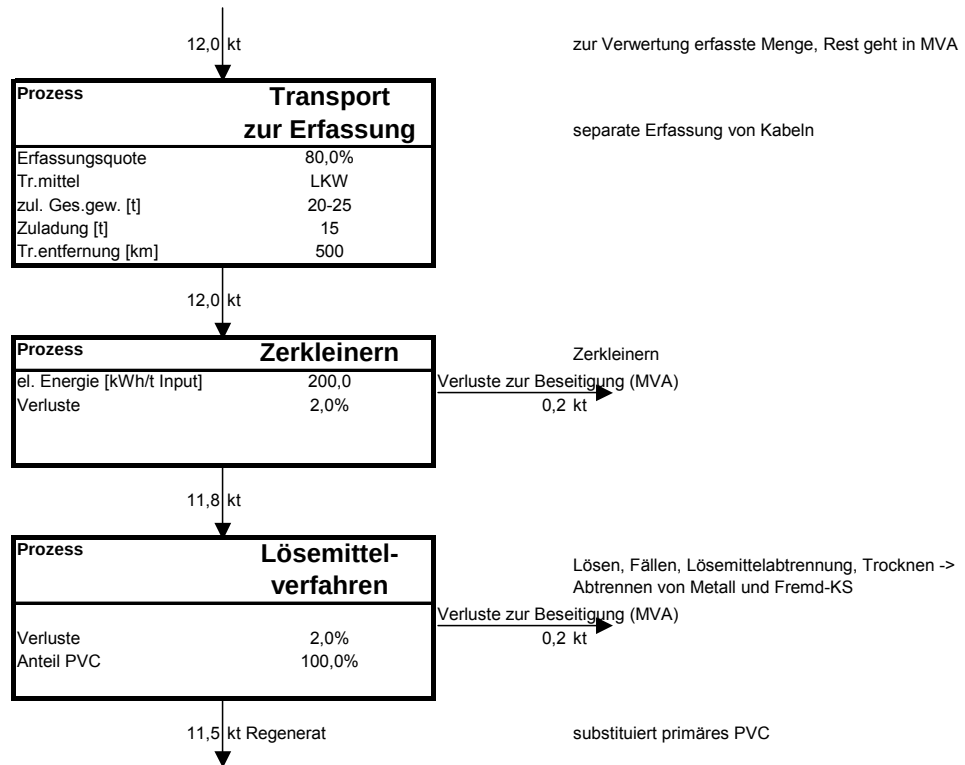
Anfallort Gewerbeabfälle über priv. Entsorger
Fraktion Rohre
derzeit beseitigte Menge [kt] 17
System mit Verwertung im Hochofen
(als Teil der Variante 12-Hochofen gem. Teilbericht 2, Kap. 5)



Anfallort Gewerbeabfälle über priv. Entsorger
Fraktion E&E_Gehäuse, nicht bromiert
derzeit beseitigte Menge [kt] 30
System mit werkstofflicher Verwertung
(Variante 4 gem. Teilbericht 2, Kap. 5)

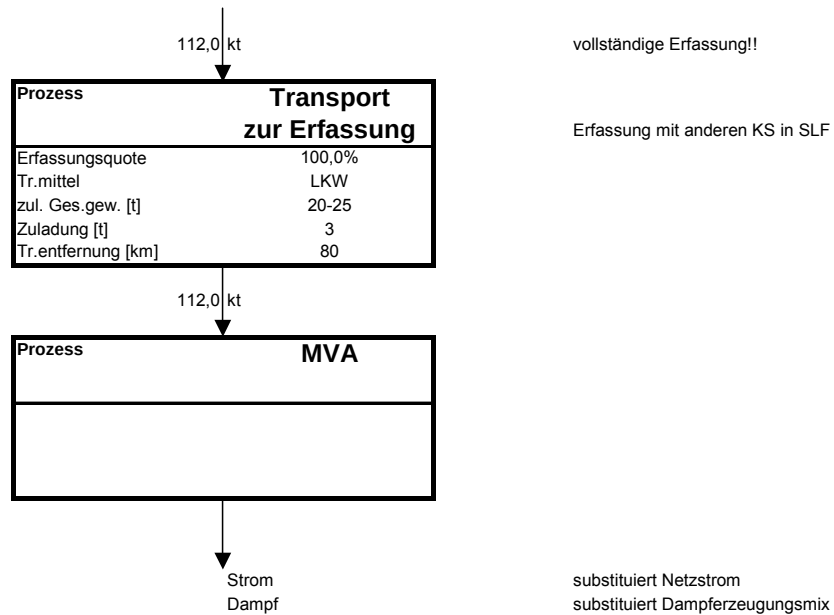


Anfallort Gewerbeabfälle über priv. Entsorger
Fraktion Kabelabfälle
derzeit beseitigte Menge [kt] 15
System mit werkstofflicher Verwertung
(Variante 7 gem. Teilbericht 2, Kap. 5)

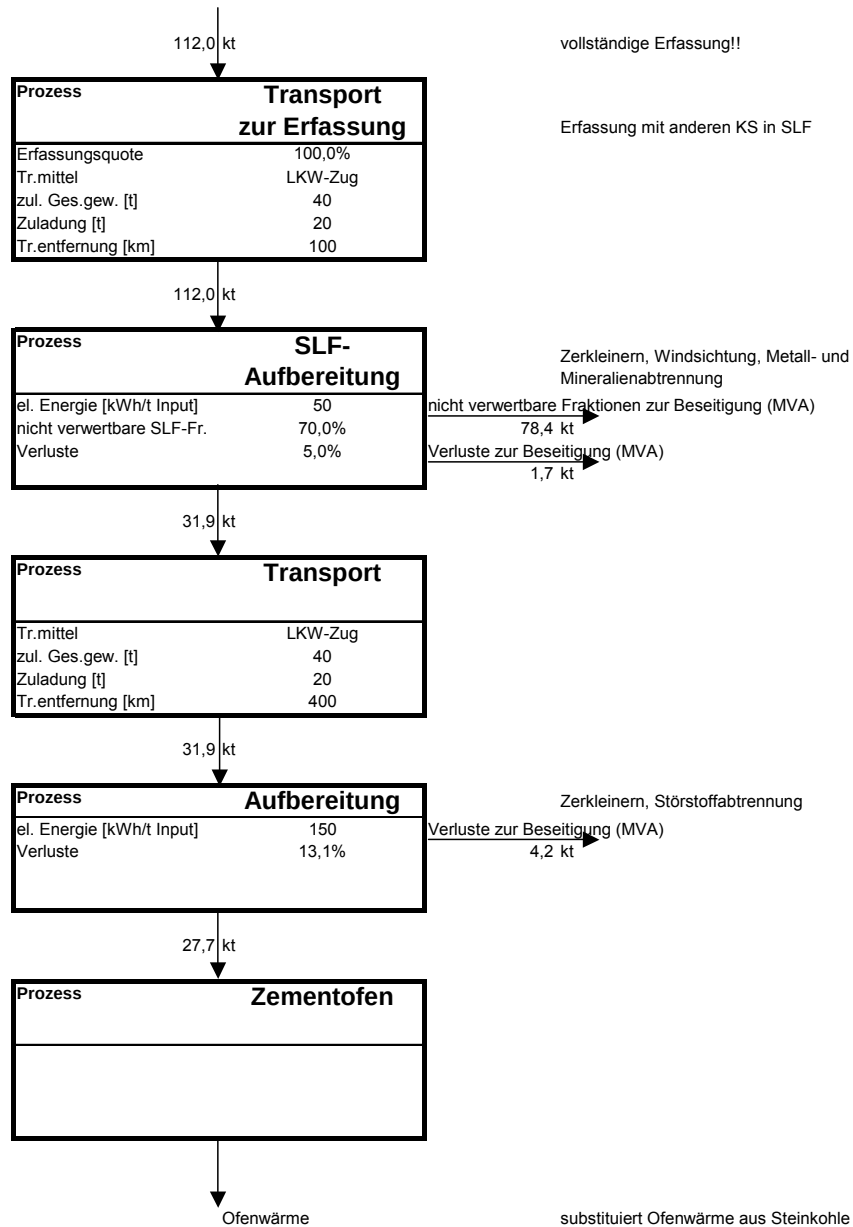


A3 Anfallort Shredderbetriebe

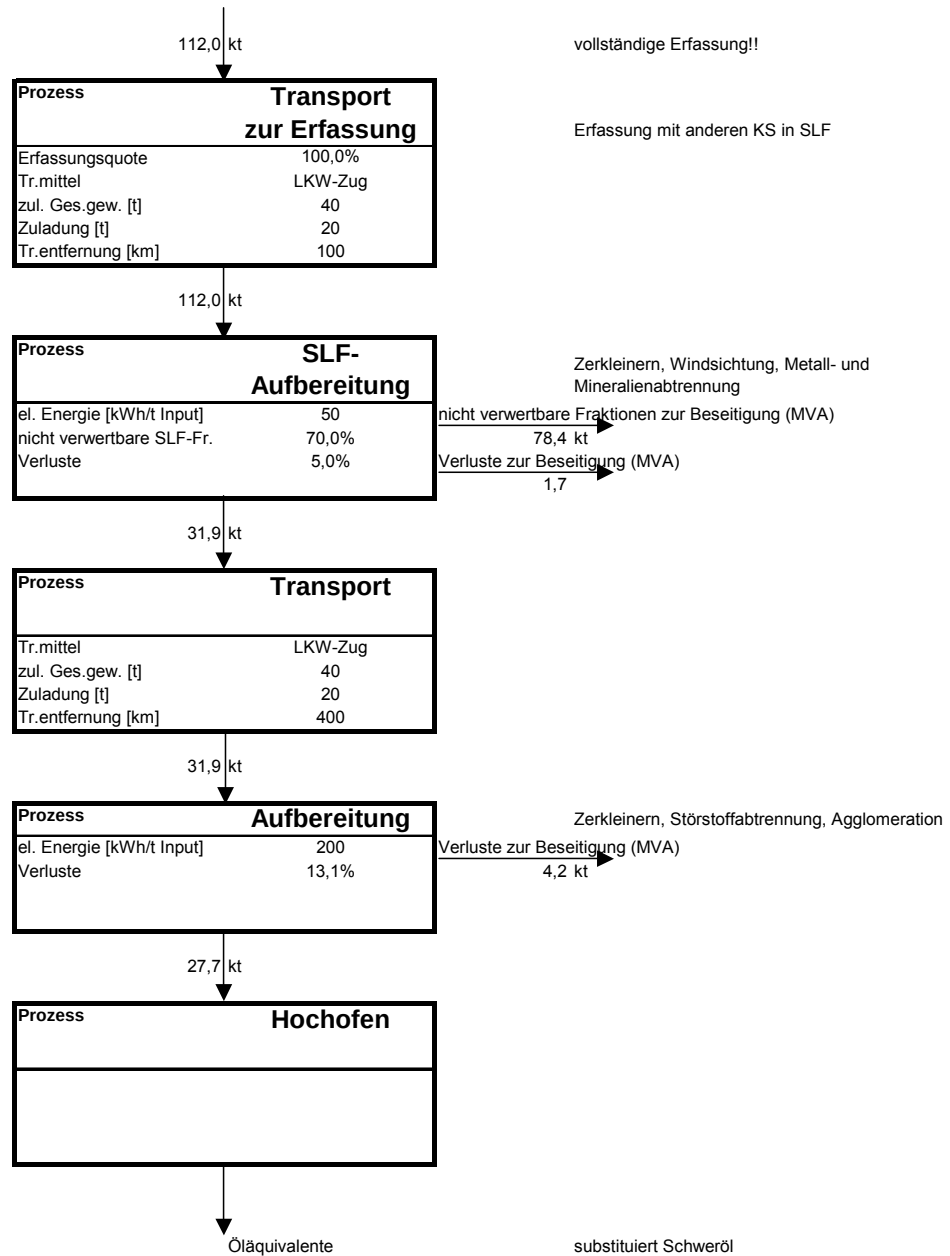
Anfallort Shredderbetriebe
Fraktion KS insgesamt
derzeit beseitigte Menge [kt] 112
System mit Behandlung in MVA
(als Teil der Variante 14-MVA gem. Teilbericht 2, Kap. 5)



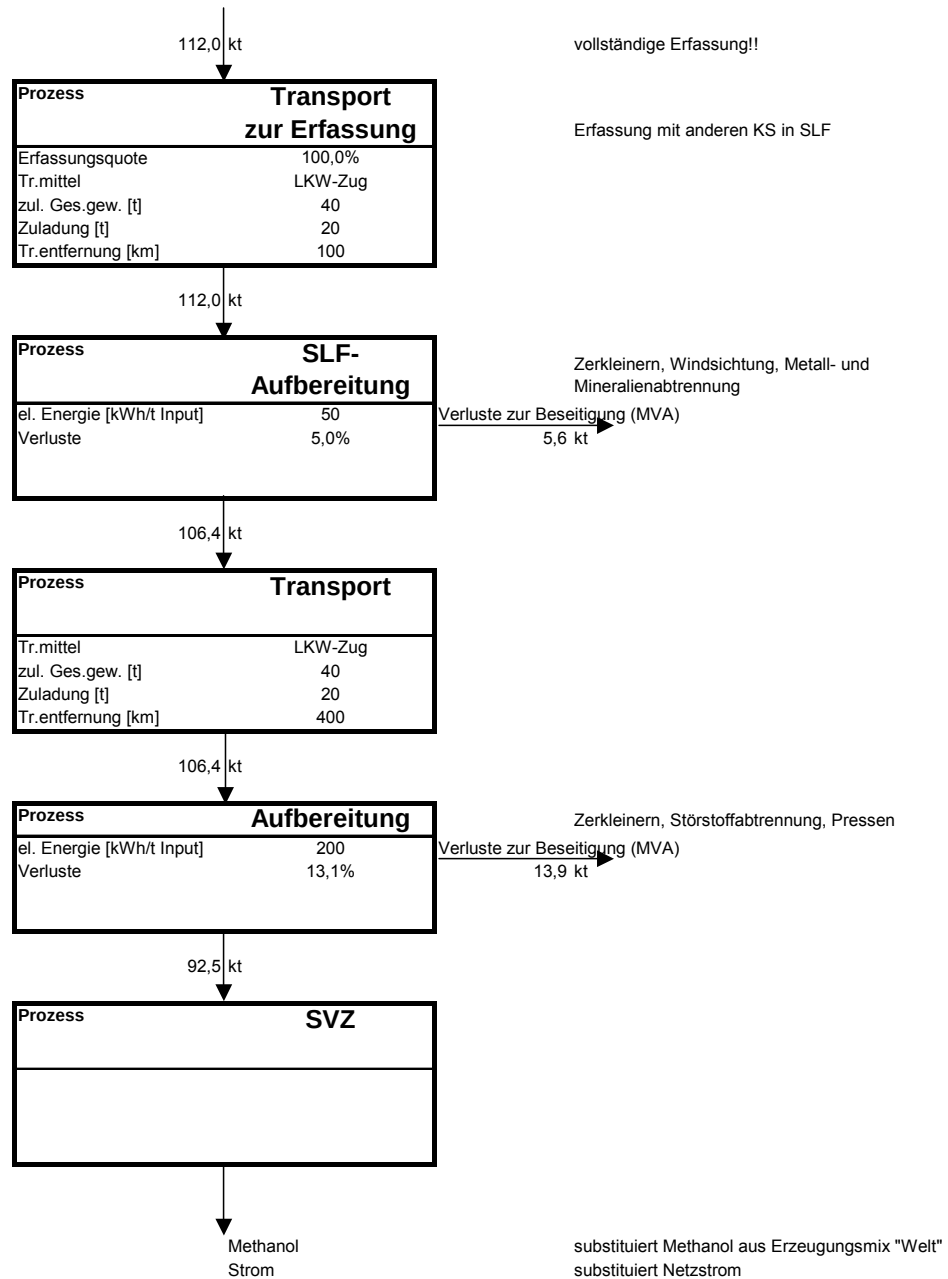
Anfallort Shredderbetriebe
Fraktion KS insgesamt
derzeit beseitigte Menge [kt] 112
System mit Verwertung im Zementofen
(als Teil der Variante 14-Zementofen gem. Teilbericht 2, Kap. 5)



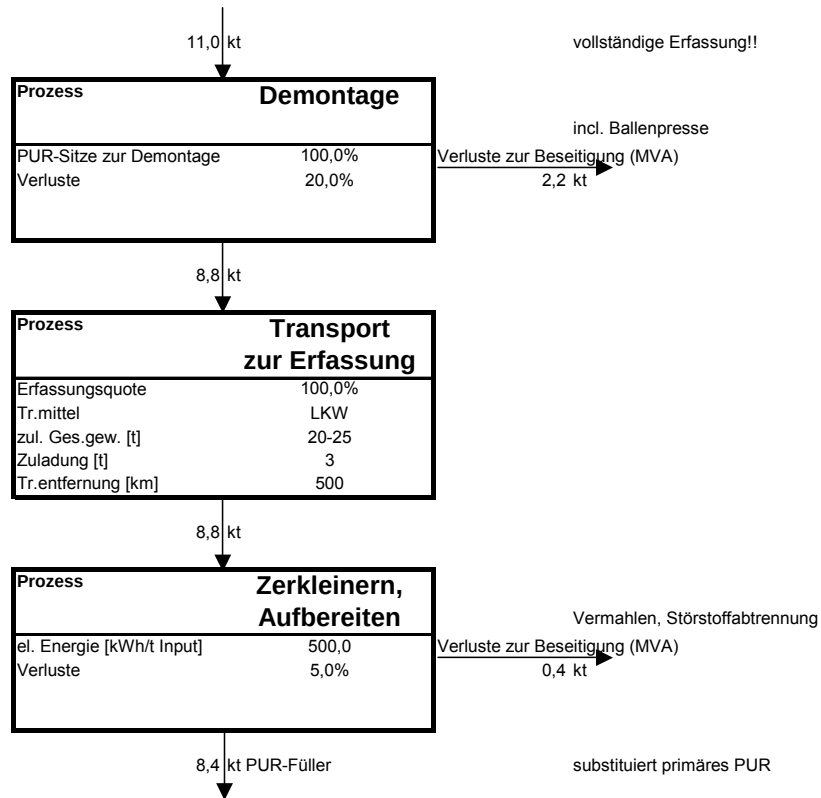
Anfallort Shredderbetriebe
Fraktion KS insgesamt
derzeit beseitigte Menge [kt] 112
System mit Verwertung im Hochofen
(als Teil der Variante 14-Hochofen gem. Teilbericht 2, Kap. 5)



Anfallort Shredderbetriebe
Fraktion KS insgesamt
derzeit beseitigte Menge [kt] 112
System mit Verwertung im SVZ
(als Teil der Variante 14-SVZ gem. Teilbericht 2, Kap. 5)

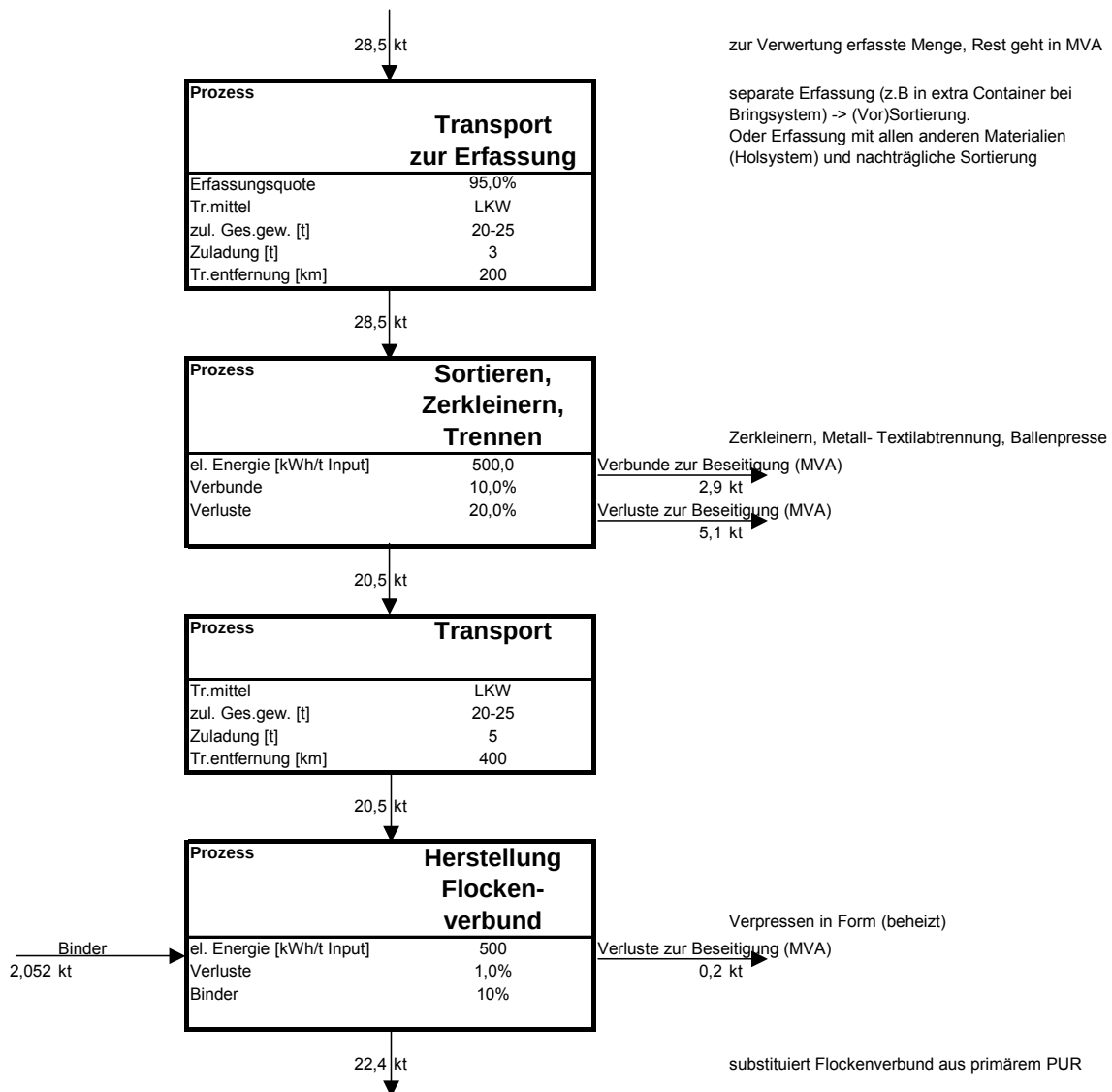


Anfallort Shredderbetriebe
Fraktion PUR-Sitze aus Altautos
derzeit beseitigte Menge [kt] 11
System mit werkstofflicher Verwertung
(Variante 5 gem. Teilbericht 2, Kap. 5)

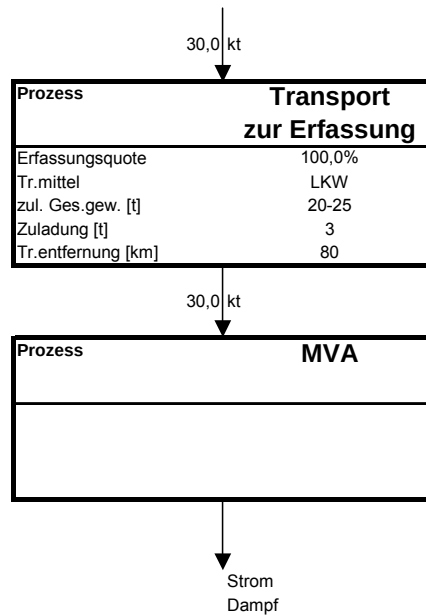


A4 Anfallort Sperrmüll Haushalte

Anfallort Sperrmüll Haushalte
Fraktion Matratzen und Polster (PUR)
derzeit beseitigte Menge [kt] 30
System mit werkstofflicher Verwertung
(Variante 2 gem. Teilbericht 2, Kap. 5)



Anfallort Sperrmüll Haushalte
Fraktion Matratzen und Polster (PUR)
derzeit beseitigte Menge [kt] 30
System mit Behandlung in MVA
MVA (als Teil der Variante 11-MVA gem. Teilbericht 2, Kap. 5)

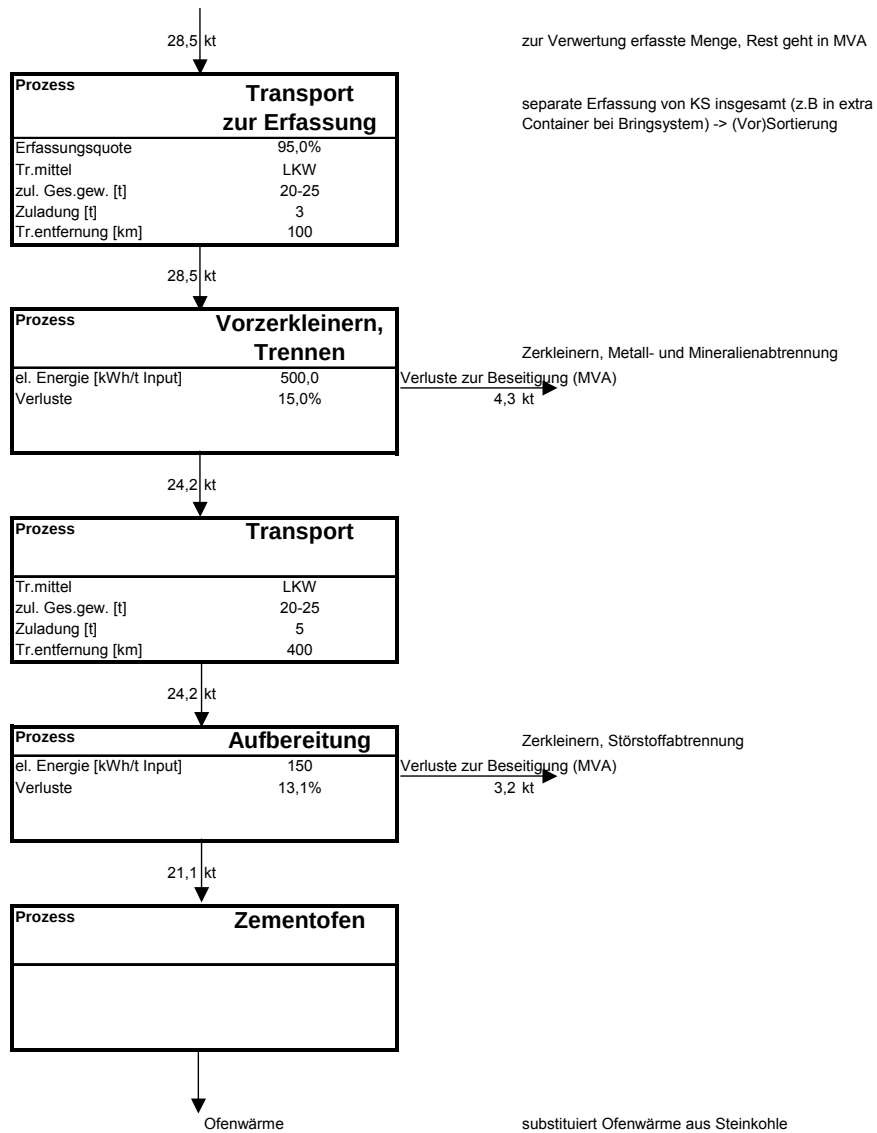


vollständige Erfassung!!

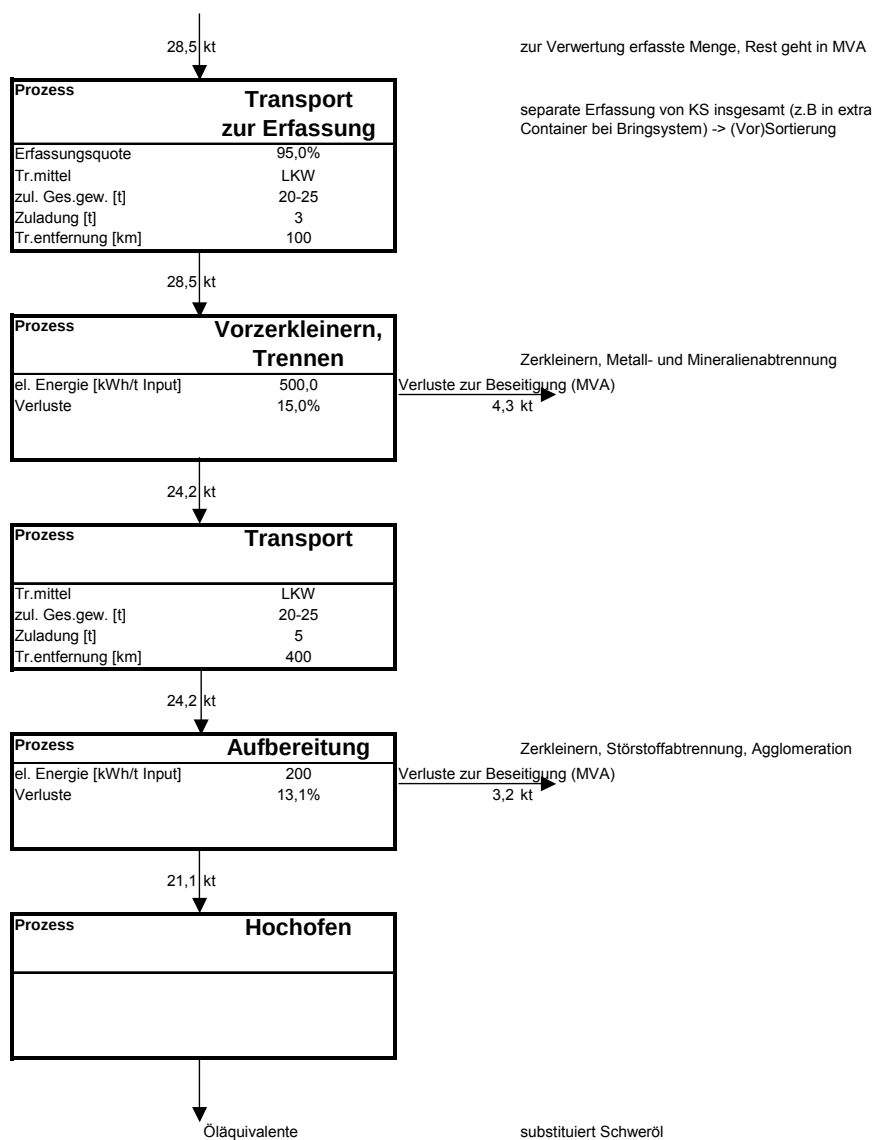
Erfassung zusammen mit allen anderen Materialien
 (Bring- oder Holsystem)

substituiert Netzstrom
 substituiert Dampferzeugungsmix

Anfallort Sperrmüll Haushalte
Fraktion Matratzen und Polster (PUR)
derzeit beseitigte Menge [kt] 30
System mit Verwertung im Zementofen
Zementofen (als Teil der Variante 11-Zement gem. Teilbericht 2, Kap. 5)



Anfallort Sperrmüll Haushalte
Fraktion Matratzen und Polster (PUR)
derzeit beseitigte Menge [kt] 30
System mit Verwertung im Hochofen
Hochofen (als Teil der Variante 11-Hochofen gem. Teilbericht 2, Kap. 5)



Anhang B

Spezifische Effekte für die einzelnen Optionen, Wirkungsindikatorergebnisse

<u>B1 Anfallort Restmüll Haushalte, Fraktion KS gesamt</u>	25
<u>B2 Anfallort Shredder, Fraktion KS gesamt</u>	26
<u>B3 Anfallort Shredder, Fraktion PUR-Autositze</u>	27
<u>B4 Anfallort Sperrmüll, Fraktion PUR-Matratzen</u>	28
<u>B5 Anfallort Gewerbe über private Entsorger, Fraktion KS gesamt</u>	29
<u>B6 Anfallort Gewerbe über private Entsorger, Fraktion Rohre</u>	30
<u>B7 Anfallort Gewerbe über private Entsorger, Fraktion Kabel</u>	31
<u>B8 Anfallort Gewerbe über private Entsorger, Fraktion E-Gehäuse</u>	32

B1 Anfallort Restmüll Haushalte, Fraktion KS gesamt

Ergebnisse pro 1000 kg erfassten KS-Abfall

System mit werkstofflicher Verwertung (Ausbeute in Aufbereitung 39%)

Bezug: 1000 kg erfasste KS-Abfälle

	Primärenergie	Siedlungs- abfall	Sonderabfall	Versauerungs- potential	Global Warming Potential	Photo- oxidantien (POCP)	Eutrophierung aquatisch	Eutrophierung terrestrisch	Rohöl- äquivalente
	MJ	kg	kg	Mol SO2	kg CO2	kg Ethylen	Mol PO4	Mol PO4	kg
Sortierung, Aufbereitung, Granulatherst., MVA	309,88	15,86	7,92	18,18	1619,79	0,00	0,00	1,56	0,00
Energiebereitstellung	7041,58	0,38	0,00	8,65	407,48	0,01	0,00	0,48	30,39
Transporte incl. Treibstoffbereitstellung	527,51	0,00	0,00	4,66	39,10	0,04	0,00	0,53	12,38
Summe Verwertungssystem	7878,98	16,24	7,92	31,49	2066,36	0,05	0,00	2,57	42,77
PP	20120,13	6,55	3,05	93,15	561,84	0,27	0,03	3,61	353,05
PS	2440,75	0,66	0,02	8,71	84,35	0,03	0,00	0,45	39,32
PVC	4301,49	5,38	0,40	21,04	174,57	0,07	0,02	1,04	57,10
Strom	5071,16	0,30	0,00	6,48	293,39	0,01	0,00	0,34	18,76
Dampf	8217,27	7,13	0,00	15,04	656,25	0,10	0,00	0,76	79,40
Summe substituierte Vorketten	40150,80	20,02	3,47	144,43	1770,40	0,48	0,06	6,21	547,63
Effekt	-32271,82	-3,79	4,45	-112,94	295,96	-0,43	-0,06	-3,64	-504,86

System mit Verwertung in Zementofen (Ausbeute in Aufbereitung 59%)

Bezug: 1000 kg erfasste KS-Abfälle

	Primärenergie	Siedlungs- abfall	Sonderabfall	Versauerungs- potential	Global Warming Potential	Photo- oxidantien (POCP)	Eutrophierung aquatisch	Eutrophierung terrestrisch	Rohöl- äquivalente
	MJ	kg	kg	Mol SO2	kg CO2	kg Ethylen	Mol PO4	Mol PO4	kg
Sortierung, Aufbereitung, MVA	209,67	10,73	5,36	12,30	1095,97	0,00	0,00	1,06	0,00
Energiebereitstellung und Zementofenfeuerung	1772,08	0,08	0,00	108,21	1782,62	0,22	0,00	2,00	9,49
Transporte incl. Treibstoffbereitstellung	1382,60	0,00	0,00	12,45	102,37	0,08	0,00	1,40	32,46
Summe Verwertungssystem	3364,34	10,81	5,36	132,95	2980,96	0,31	0,00	4,46	41,95
Strom	3431,20	0,20	0,00	4,38	198,51	0,00	0,00	0,23	12,69
Dampf	5559,89	4,83	0,00	10,18	444,03	0,07	0,00	0,51	53,72
Ofenwärme	23354,59	0,12	0,00	110,48	2461,22	0,31	0,00	2,00	148,39
Summe substituierte Vorketten	32345,68	5,15	0,00	125,04	3103,76	0,39	0,00	2,75	214,80
Effekt	-28981,34	5,66	5,36	7,91	-122,80	-0,08	0,00	1,71	-172,85

System mit Behandlung in MVA

Bezug: 1000 kg erfasste KS-Abfälle

	Primärenergie	Siedlungs- abfall	Sonderabfall	Versauerungs- potential	Global Warming Potential	Photo- oxidantien (POCP)	Eutrophierung aquatisch	Eutrophierung terrestrisch	Rohöl- äquivalente
	MJ	kg	kg	Mol SO2	kg CO2	kg Ethylen	Mol PO4	Mol PO4	kg
MVA	506,19	25,90	12,93	29,70	2645,94	0,00	0,00	2,55	0,00
Energiebereitstellung	976,04	0,01	0,00	0,68	56,63	0,00	0,00	0,07	10,71
Transporte incl. Treibstoffbereitstellung	524,52	0,00	0,00	5,04	39,14	0,04	0,00	0,55	12,31
Summe Verwertungssystem	2006,75	25,91	12,93	35,42	2741,70	0,04	0,00	3,18	23,02
Strom	8283,78	0,48	0,00	10,58	479,25	0,01	0,01	0,56	30,64
Dampf	13422,98	11,65	0,00	24,57	1072,00	0,17	0,00	1,24	129,70
Summe substituierte Vorketten	21706,76	12,14	0,00	35,15	1551,24	0,18	0,01	1,80	160,34
Effekt	-19700,01	13,77	12,93	0,27	1190,46	-0,14	-0,01	1,38	-137,32

System mit Verwertung in SVZ (Ausbeute in Aufbereitung 65%)

Bezug: 1000 kg erfasste KS-Abfälle

	Primärenergie	Siedlungs- abfall	Sonderabfall	Versauerungs- potential	Global Warming Potential	Photo- oxidantien (POCP)	Eutrophierung aquatisch	Eutrophierung terrestrisch	Rohöl- äquivalente
	MJ	kg	kg	Mol SO2	kg CO2	kg Ethylen	Mol PO4	Mol PO4	kg
Sortierung, Aufbereitung, SVZ, MVA	175,44	9,04	4,51	17,04	2129,61	0,00	0,06	1,66	0,01
Energiebereitstellung	5759,01	0,11	0,00	3,09	184,79	0,02	0,00	0,17	33,16
Dampf	15558,27	13,51	0,00	28,48	1242,53	0,20	0,00	1,44	150,33
Transporte incl. Treibstoffbereitstellung	1463,20	0,00	0,00	13,17	108,26	0,09	0,00	1,49	34,23
Summe Verwertungssystem	22955,91	22,66	4,51	61,78	3665,18	0,30	0,06	4,75	217,73
Strom	15594,15	0,91	0,00	19,92	902,18	0,02	0,01	1,05	57,68
Methanol	39463,19	10,18	0,03	18,74	1686,88	0,06	0,00	1,72	497,37
Summe substituierte Vorketten	55057,34	11,09	0,04	38,65	2589,06	0,08	0,01	2,77	555,05
Effekt	-32101,42	11,57	4,48	23,12	1076,13	0,22	0,05	1,99	-337,32

System mit Verwertung in HO (Ausbeute in Aufbereitung 59%)

Bezug: 1000 kg erfasste KS-Abfälle

	Primärenergie	Siedlungs- abfall	Sonderabfall	Versauerungs- potential	Global Warming Potential	Photo- oxidantien (POCP)	Eutrophierung aquatisch	Eutrophierung terrestrisch	Rohöl- äquivalente
	MJ	kg	kg	Mol SO2	kg CO2	kg Ethylen	Mol PO4	Mol PO4	kg
Sortierung, Aufbereitung, Hochofen, MVA	209,67	10,73	5,36	12,30	1095,97	0,00	0,00	1,06	0,00
Energiebereitstellung	2364,19	0,12	0,00	2,79	136,84	0,00	0,00	0,16	11,68
Transporte incl. Treibstoffbereitstellung	1382,60	0,00	0,00	12,45	102,37	0,08	0,00	1,40	32,46
Summe Verwertungssystem	3956,46	10,85	5,36	27,53	1335,18	0,09	0,00	2,62	44,14
Strom	3431,20	0,20	0,00	4,38	198,51	0,00	0,00	0,23	12,69
Dampf	5559,89	4,83	0,00	10,18	444,03	0,07	0,00	0,51	53,72
Schweröl	25956,80	0,00	0,00	9,20	199,78	0,22	0,00	0,38	609,32
Summe substituierte Vorketten	34947,88	5,03	0,00	23,76	842,31	0,30	0,00	1,12	675,73
Effekt	-30991,43	5,82	5,36	3,77	492,87	-0,21	0,00	1,50	-631,59

B2 Anfallort Shredder, Fraktion KS gesamt

Ergebnisse pro 1000 kg erfassten KS-Abfall

System mit Verwertung in Zementofen

Bezug: 1000 kg erfasste KS-Abfälle

	Primärenergie	Siedlungs- abfall	Sonderabfall	Versauerungs- potential	Global Warming Potential	Photo- oxidantien (POCP)	Eutrophierung aquatisch	Eutrophierung terrestrisch	Rohöl- äquivalente
	MJ	kg	kg	Mol SO2	kg CO2	kg Ethylen	Mol PO4	Mol PO4	kg
SLF-Aufbereitung, Aufbereitung, MVA	380,83	19,49	9,73	22,34	1990,63	0,00	0,00	1,92	0,00
Energiebereitstellung und Zementofenfeuerung	1713,57	0,06	0,00	46,65	809,55	0,10	0,00	0,92	11,77
Transporte incl. Treibstoffbereitstellung	465,32	0,00	0,00	3,89	34,24	0,02	0,00	0,45	10,92
Summe Verwertungssystem	2559,72	19,55	9,73	72,88	2834,42	0,12	0,00	3,29	22,69
Strom	6232,17	0,36	0,00	7,96	360,55	0,01	0,00	0,42	23,05
Dampf	10098,58	8,77	0,00	18,49	806,50	0,13	0,00	0,93	97,57
Ofenwärme	9874,00	0,05	0,00	46,71	1040,57	0,13	0,00	0,85	62,74
Summe substituierte Vorketten	26204,76	9,18	0,00	73,16	2207,63	0,27	0,00	2,20	183,36
Effekt	-23645,04	10,37	9,73	-0,27	626,79	-0,15	0,00	1,09	-160,67

System mit Behandlung in MVA

Bezug: 1000 kg erfasste KS-Abfälle

	Primärenergie	Siedlungs- abfall	Sonderabfall	Versauerungs- potential	Global Warming Potential	Photo- oxidantien (POCP)	Eutrophierung aquatisch	Eutrophierung terrestrisch	Rohöl- äquivalente
	MJ	kg	kg	Mol SO2	kg CO2	kg Ethylen	Mol PO4	Mol PO4	kg
MVA	506,19	25,90	12,93	29,70	2645,94	0,00	0,00	2,55	0,00
Energiebereitstellung	976,04	0,01	0,00	0,68	56,63	0,00	0,00	0,07	10,71
Transporte incl. Treibstoffbereitstellung	723,10	0,00	0,00	6,09	53,38	0,04	0,00	0,71	16,97
Summe Verwertungssystem	2205,33	25,91	12,93	36,47	2755,94	0,05	0,00	3,34	27,68
Strom	8283,78	0,48	0,00	10,58	479,25	0,01	0,01	0,56	30,64
Dampf	13422,98	11,65	0,00	24,57	1072,00	0,17	0,00	1,24	129,70
Summe substituierte Vorketten	21706,76	12,14	0,00	35,15	1551,24	0,18	0,01	1,80	160,34
Effekt	-19501,43	13,77	12,93	1,32	1204,70	-0,14	-0,01	1,54	-132,66

System mit Verwertung in SVZ

Bezug: 1000 kg erfasste KS-Abfälle

	Primärenergie	Siedlungs- abfall	Sonderabfall	Versauerungs- potential	Global Warming Potential	Photo- oxidantien (POCP)	Eutrophierung aquatisch	Eutrophierung terrestrisch	Rohöl- äquivalente
	MJ	kg	kg	Mol SO2	kg CO2	kg Ethylen	Mol PO4	Mol PO4	kg
SLF-Aufbereitung, Aufbereitung, SVZ, MVA	86,67	4,52	2,26	13,64	1991,05	0,00	0,07	1,42	0,01
Energiebereitstellung	7178,90	0,15	0,00	3,90	227,08	0,02	0,00	0,20	39,78
Dampf	23335,62	20,26	0,00	42,72	1863,65	0,30	0,00	2,16	225,47
Transporte incl. Treibstoffbereitstellung	831,44	0,00	0,00	7,09	61,06	0,03	0,00	0,83	19,37
Summe Verwertungssystem	31432,64	24,93	2,26	67,36	4142,84	0,35	0,08	4,61	284,63
Strom	17555,95	1,03	0,00	22,42	1015,68	0,03	0,01	1,18	64,94
Methanol	50053,45	12,91	0,04	23,77	2139,56	0,08	0,00	2,18	630,84
Summe substituierte Vorketten	67609,40	13,94	0,04	46,19	3155,24	0,10	0,01	3,36	695,78
Effekt	-36176,76	10,99	2,21	21,17	987,60	0,25	0,06	1,25	-411,15

System mit Verwertung in HO

Bezug: 1000 kg erfasste KS-Abfälle

	Primärenergie	Siedlungs- abfall	Sonderabfall	Versauerungs- potential	Global Warming Potential	Photo- oxidantien (POCP)	Eutrophierung aquatisch	Eutrophierung terrestrisch	Rohöl- äquivalente
	MJ	kg	kg	Mol SO2	kg CO2	kg Ethylen	Mol PO4	Mol PO4	kg
SLF-Aufbereitung, Aufbereitung, Hochofen, MVA	380,83	19,49	9,73	22,34	1990,63	0,00	0,00	1,92	0,00
Energiebereitstellung	1963,91	0,08	0,00	2,08	113,74	0,00	0,00	0,14	12,69
Transporte incl. Treibstoffbereitstellung	465,32	0,00	0,00	3,89	34,24	0,02	0,00	0,45	10,92
Summe Verwertungssystem	2810,06	19,56	9,73	28,31	2138,61	0,03	0,00	2,51	23,62
Strom	6232,17	0,36	0,00	7,96	360,55	0,01	0,00	0,42	23,05
Dampf	10098,58	8,77	0,00	18,49	806,50	0,13	0,00	0,93	97,57
Schweröl	10974,19	0,00	0,00	3,89	84,46	0,09	0,00	0,16	257,61
Summe substituierte Vorketten	27304,95	9,13	0,00	30,34	1251,52	0,23	0,00	1,51	378,24
Effekt	-24494,89	10,43	9,73	-2,02	887,09	-0,21	0,00	1,00	-354,62

B3 Anfallort Shredder, Fraktion PUR-Autositze

Ergebnisse pro 1000 kg erfassten KS-Abfall

System mit werkstofflicher Verwertung
Bezug: 1000 kg erfasste KS-Abfälle

	Primärenergie	Siedlungs- abfall	Sonderabfall	Versauerungs- potential	Global Warming Potential kg CO2	Photo- oxidantien (POCP) kg Ethylen	Eutrophierung aquatisch	Eutrophierung terrestrisch	Rohöl- äquivalente
	MJ	kg	kg	Mol SO2			Mol PO4	Mol PO4	kg
Demontage, Aufbereitung, Mahlen, MVA	264,45	0,00	0,46	3,63	534,43	0,00	0,00	0,46	0,00
Energiebereitstellung	4345,58	0,25	0,00	5,45	251,44	0,01	0,00	0,29	17,33
Transporte incl. Treibstoffbereitstellung	3743,18	0,00	0,00	31,47	276,31	0,23	0,00	3,66	87,87
Summe Verwertungssystem	8353,21	0,25	0,46	40,55	1062,18	0,24	0,00	4,41	105,19
PUR	89153,86	213,17	25,00	343,85	3967,11	1,13	17,81	17,64	1072,04
Strom	1510,96	0,09	0,00	1,93	87,41	0,00	0,00	0,10	5,59
Dampf	2421,25	2,10	0,00	4,43	193,37	0,03	0,00	0,22	23,39
Summe substituierte Vorketten	93086,07	215,36	25,00	350,21	4247,89	1,17	17,81	17,96	1101,02
Effekt	-84732,86	-215,11	-24,55	-309,66	-3185,71	-0,93	-17,81	-13,55	-995,83

Hinweis:

Ergebnisse für die rohstofflichen und energetischen Verfahren werden näherungsweise identisch angesetzt wie für die Fraktion PUR-Matratzen aus Sperrmüll (vgl. dort) – d.h. es wird im Rahmen der hier erforderlichen Genauigkeit von einer Übertragbarkeit der Ergebnisse ausgegangen (vgl. hierzu auch Haupttext).

B4 Anfallort Sperrmüll, Fraktion PUR-Matratzen

Ergebnisse pro 1000 kg erfassten KS-Abfall

System mit werkstofflicher Verwertung
Bezug: 1000 kg erfasste KS-Abfälle

	Primärenergie	Siedlungs- abfall	Sonderabfall	Versauerungs- potential	Global Warming Potential	Photo- oxidantien (POCP)	Eutrophierung aquatisch	Eutrophierung terrestrisch	Rohöl- äquivalente
	MJ	kg	kg	Mol SO2	kg CO2	kg Ethylen	Mol PO4	Mol PO4	kg
Sortierg., Aufber., Zerkl., Flockverb.herst., MVA	2906,83	18,37	2,78	33,88	906,65	0,10	1,60	2,06	44,22
Energiebereitstellung	13520,04	0,54	0,00	12,00	549,14	0,01	0,01	0,64	83,32
Transporte incl. Treibstoffbereitstellung	1911,52	0,00	0,00	16,05	141,11	0,12	0,00	1,86	44,87
Summe Verwertungssystem	18338,33	18,92	2,78	61,94	1596,90	0,23	1,60	4,56	172,42
PUR-Flockenverbund	92063,09	220,12	25,82	355,07	4096,57	1,17	18,39	18,21	1107,02
Strom	1808,12	0,11	0,00	2,31	104,61	0,00	0,00	0,12	6,69
Dampf	2897,43	2,52	0,00	5,30	231,40	0,04	0,00	0,27	28,00
Summe substituierte Vorketten	96768,64	222,75	25,82	362,68	4432,57	1,21	18,39	18,60	1141,70
Effekt	-78430,30	-203,83	-23,04	-300,74	-2835,67	-0,98	-16,79	-14,04	-969,28

System mit Verwertung in Zementofen
Bezug: 1000 kg erfasste KS-Abfälle

	Primärenergie	Siedlungs- abfall	Sonderabfall	Versauerungs- potential	Global Warming Potential	Photo- oxidantien (POCP)	Eutrophierung aquatisch	Eutrophierung terrestrisch	Rohöl- äquivalente
	MJ	kg	kg	Mol SO2	kg CO2	kg Ethylen	Mol PO4	Mol PO4	kg
Sortierung, Aufbereitung, MVA	287,98	0,00	0,50	3,95	581,97	0,00	0,00	0,50	0,00
Energiebereitstellung und Zementofenfeuerung	6734,24	0,38	0,00	102,67	2085,49	0,21	0,00	2,12	26,27
Transporte incl. Treibstoffbereitstellung	2849,30	0,00	0,00	24,01	210,31	0,17	0,00	2,79	66,88
Summe Verwertungssystem	9871,51	0,38	0,50	130,63	2877,78	0,38	0,00	5,41	93,16
Strom	1645,37	0,10	0,00	2,10	95,19	0,00	0,00	0,11	6,09
Dampf	2636,64	2,29	0,00	4,83	210,57	0,03	0,00	0,24	25,48
Ofenwärme	20884,99	0,11	0,00	98,80	2200,96	0,28	0,00	1,79	132,70
Summe substituierte Vorketten	25166,99	2,49	0,00	105,73	2506,72	0,31	0,00	2,15	164,26
Effekt	-15295,48	-2,11	0,50	24,90	371,06	0,06	0,00	3,27	-71,10

System mit Behandlung in MVA
Bezug: 1000 kg erfasste KS-Abfälle

	Primärenergie	Siedlungs- abfall	Sonderabfall	Versauerungs- potential	Global Warming Potential	Photo- oxidantien (POCP)	Eutrophierung aquatisch	Eutrophierung terrestrisch	Rohöl- äquivalente
	MJ	kg	kg	Mol SO2	kg CO2	kg Ethylen	Mol PO4	Mol PO4	kg
MVA	1101,88	0,00	1,90	15,11	2226,78	0,00	0,00	1,91	0,00
Energiebereitstellung	719,91	0,00	0,00	0,50	41,77	0,00	0,00	0,05	7,87
Transporte incl. Treibstoffbereitstellung	722,69	0,00	0,00	6,09	53,35	0,04	0,00	0,71	16,96
Summe Verwertungssystem	2544,48	0,00	1,90	21,70	2321,89	0,05	0,00	2,67	24,84
Strom	6295,67	0,37	0,00	8,04	364,23	0,01	0,00	0,42	23,29
Dampf	10088,53	8,76	0,00	18,47	805,70	0,13	0,00	0,93	97,48
Summe substituierte Vorketten	16384,20	9,13	0,00	26,51	1169,93	0,14	0,00	1,36	120,77
Effekt	-13839,72	-9,12	1,90	-4,81	1151,96	-0,09	0,00	1,32	-95,93

System mit Verwertung in HO
Bezug: 1000 kg erfasste KS-Abfälle

	Primärenergie	Siedlungs- abfall	Sonderabfall	Versauerungs- potential	Global Warming Potential	Photo- oxidantien (POCP)	Eutrophierung aquatisch	Eutrophierung terrestrisch	Rohöl- äquivalente
	MJ	kg	kg	Mol SO2	kg CO2	kg Ethylen	Mol PO4	Mol PO4	kg
Sortierung, Aufbereitung, Hochofen, MVA	287,98	0,00	0,50	3,95	581,97	0,00	0,00	0,50	0,00
Energiebereitstellung	7480,40	0,43	0,00	9,45	432,80	0,01	0,00	0,50	29,03
Transporte incl. Treibstoffbereitstellung	2849,30	0,00	0,00	24,01	210,31	0,17	0,00	2,79	66,88
Summe Verwertungssystem	10617,64	0,43	0,50	37,40	1225,08	0,18	0,00	3,79	95,92
Strom	1645,38	0,10	0,00	2,10	95,19	0,00	0,00	0,11	6,09
Dampf	2636,64	2,29	0,00	4,83	210,57	0,03	0,00	0,24	25,48
Schweröl	25890,04	0,00	0,00	9,18	199,27	0,22	0,00	0,38	607,75
Summe substituierte Vorketten	30172,06	2,39	0,00	16,11	505,03	0,25	0,00	0,73	639,31
Effekt	-19554,42	-1,96	0,50	21,30	720,05	-0,07	0,00	3,06	-543,39

B5 Anfallort Gewerbe über private Entsorger, Fraktion KS gesamt

Ergebnisse pro 1000 kg erfassten KS-Abfall

System mit werkstofflicher Verwertung
Bezug: 1000 kg erfasste KS-Abfälle

	Primärenergie MJ	Siedlungs- abfall kg	Sonderabfall kg	Versauerungs- potential Mol SO2	Global Warming Potential kg CO2	Photo- oxidantien (POCP) kg Ethylen	Eutrophierung aquatisch Mol PO4	Eutrophierung terrestrisch Mol PO4	Rohöl- äquivalente kg
Sortierung, Aufbereitung, Granulatherst., MVA	386,50	19,78	9,87	22,68	2020,26	0,00	0,00	1,95	0,00
Energiebereitstellung	6176,63	0,32	0,00	7,46	357,46	0,01	0,00	0,42	28,27
Transporte incl. Treibstoffbereitstellung	807,70	0,00	0,00	6,77	59,62	0,05	0,00	0,79	18,96
Summe Verwertungssystem	7370,83	20,10	9,87	36,90	2437,34	0,06	0,00	3,16	47,23
PP	11051,68	3,60	1,67	51,17	308,61	0,15	0,02	1,99	193,93
PVC	4494,28	5,62	0,42	21,98	182,40	0,07	0,02	1,09	59,66
Strom	6324,93	0,37	0,00	8,08	365,92	0,01	0,00	0,43	23,40
Dampf	10248,88	8,90	0,00	18,76	818,50	0,13	0,00	0,95	99,03
Summe substituierte Vorketten	32119,77	18,49	2,10	99,99	1675,43	0,35	0,04	4,45	376,01
Effekt	-24748,94	1,61	7,78	-63,09	761,91	-0,30	-0,04	-1,29	-328,78

Hinweis:

Ergebnisse für die rohstofflichen und energetischen Verfahren werden näherungsweise identisch angesetzt wie für die Fraktion KS gesamt aus Restmüll Haushalten (vgl. dort) – d.h. es wird im Rahmen der hier erforderlichen Genauigkeit von einer Übertragbarkeit der Ergebnisse ausgegangen (vgl. hierzu auch Haupttext).

B6 Anfallort Gewerbe über private Entsorger, Fraktion Rohre

Ergebnisse pro 1000 kg erfassten KS-Abfall

System mit werkstofflicher Verwertung

Bezug: 1000 kg erfasste KS-Abfälle

	Primärenergie	Siedlungs- abfall	Sonderabfall	Versauerungs- potential	Global Warming Potential kg CO2	Photo- oxidantien (POCP) kg Ethylen	Eutrophierung aquatisch	Eutrophierung terrestrisch	Rohöl- äquivalente
	MJ	kg	kg	Mol SO2			Mol PO4	Mol PO4	kg
Sortierung, Aufbereitung, Granulatherst., MVA	410,52	1,32	6,79	1,87	226,78	0,00	0,00	0,13	0,00
Energiebereitstellung	7904,98	0,46	0,00	10,05	457,35	0,01	0,01	0,53	29,83
Transporte incl. Treibstoffbereitstellung	1438,27	0,00	0,00	12,15	106,16	0,09	0,00	1,41	33,76
Summe Verwertungssystem	9753,76	1,78	6,80	24,06	790,28	0,10	0,01	2,07	63,60
PE	19559,32	21,97	2,02	91,06	472,40	0,62	0,02	3,49	353,66
PVC	33154,61	41,49	3,11	162,17	1345,54	0,51	0,16	8,05	440,09
Strom	703,79	0,04	0,00	0,90	40,72	0,00	0,00	0,05	2,60
Dampf	1135,88	0,99	0,00	2,08	90,71	0,01	0,00	0,11	10,98
Summe substituierte Vorketten	54553,60	64,48	5,14	256,20	1949,37	1,14	0,19	11,69	807,33
Effekt	-44799,84	-62,70	1,66	-232,14	-1159,09	-1,04	-0,18	-9,62	-743,73

System mit Verwertung in Zementofen

Bezug: 1000 kg erfasste KS-Abfälle

	Primärenergie	Siedlungs- abfall	Sonderabfall	Versauerungs- potential	Global Warming Potential kg CO2	Photo- oxidantien (POCP) kg Ethylen	Eutrophierung aquatisch	Eutrophierung terrestrisch	Rohöl- äquivalente
	MJ	kg	kg	Mol SO2			Mol PO4	Mol PO4	kg
Sortierung, Aufbereitung, MVA	3465,86	11,24	57,09	11,51	1254,79	0,00	0,00	0,86	0,00
Energiebereitstellung und Zementofenfeuerung	3957,13	0,21	0,00	48,54	904,76	0,10	0,00	1,04	17,80
Transporte incl. Treibstoffbereitstellung	1187,23	0,00	0,00	9,96	87,59	0,07	0,00	1,16	27,87
Summe Verwertungssystem	8610,21	11,44	57,09	70,00	2247,14	0,17	0,00	3,06	45,67
Strom	3804,44	0,22	0,00	4,86	220,10	0,01	0,00	0,26	14,07
Dampf	6116,17	5,31	0,00	11,20	488,45	0,08	0,00	0,57	59,10
Ofenwärme	9621,95	0,05	0,00	45,52	1014,01	0,13	0,00	0,82	61,14
Summe substituierte Vorketten	19542,56	5,58	0,00	61,57	1722,56	0,21	0,00	1,65	134,30
Effekt	-10932,35	5,86	57,09	8,43	524,58	-0,05	0,00	1,41	-88,63

System mit Behandlung in MVA

Bezug: 1000 kg erfasste KS-Abfälle

	Primärenergie	Siedlungs- abfall	Sonderabfall	Versauerungs- potential	Global Warming Potential kg CO2	Photo- oxidantien (POCP) kg Ethylen	Eutrophierung aquatisch	Eutrophierung terrestrisch	Rohöl- äquivalente
	MJ	kg	kg	Mol SO2			Mol PO4	Mol PO4	kg
MVA	3478,94	11,20	57,58	15,81	1921,86	0,00	0,00	1,07	0,00
Energiebereitstellung	686,16	0,00	0,00	0,48	39,81	0,00	0,00	0,05	7,57
Transporte incl. Treibstoffbereitstellung	722,87	0,00	0,00	6,09	53,36	0,04	0,00	0,71	16,97
Summe Verwertungssystem	4887,96	11,21	57,58	22,38	2015,03	0,05	0,00	1,83	24,54
Strom	5964,32	0,35	0,00	7,62	345,06	0,01	0,00	0,40	22,06
Dampf	9626,09	8,36	0,00	17,62	768,77	0,12	0,00	0,89	93,01
Summe substituierte Vorketten	15590,41	8,71	0,00	25,24	1113,82	0,13	0,00	1,29	115,07
Effekt	-10702,45	2,50	57,58	-2,86	901,21	-0,09	0,00	0,54	-90,53

System mit Verwertung in HO

Bezug: 1000 kg erfasste KS-Abfälle

	Primärenergie	Siedlungs- abfall	Sonderabfall	Versauerungs- potential	Global Warming Potential kg CO2	Photo- oxidantien (POCP) kg Ethylen	Eutrophierung aquatisch	Eutrophierung terrestrisch	Rohöl- äquivalente
	MJ	kg	kg	Mol SO2			Mol PO4	Mol PO4	kg
Sortierung, Aufbereitung, Hochofen, MVA	3465,86	11,24	57,09	11,51	1254,79	0,00	0,00	0,86	0,00
Energiebereitstellung	4176,97	0,22	0,00	5,08	241,73	0,01	0,00	0,28	18,62
Transporte incl. Treibstoffbereitstellung	1187,23	0,00	0,00	9,96	87,59	0,07	0,00	1,16	27,87
Summe Verwertungssystem	8830,06	11,46	57,09	26,55	1584,10	0,08	0,00	2,30	46,48
Strom	3804,44	0,22	0,00	4,86	220,10	0,01	0,00	0,26	14,07
Dampf	6116,17	5,31	0,00	11,20	488,45	0,08	0,00	0,57	59,10
Schweröl	10811,95	0,00	0,00	3,83	83,22	0,09	0,00	0,16	253,80
Summe substituierte Vorketten	20732,56	5,53	0,00	19,89	791,77	0,17	0,00	0,98	326,97
Effekt	-11902,50	5,92	57,09	6,66	792,33	-0,10	0,00	1,32	-280,49

B7 Anfallort Gewerbe über private Entsorger, Fraktion Kabel

Ergebnisse pro 1000 kg erfassten KS-Abfall

System mit werkstofflicher Verwertung
Bezug: 1000 kg erfasste KS-Abfälle

	Primärenergie MJ	Siedlungs- abfall kg	Sonderabfall kg	Versauerungs- potential Mol SO2	Global Warming Potential kg CO2	Photo- oxidantien (POCP) kg Ethylen	Eutrophierung aquatisch Mol PO4	Eutrophierung terrestrisch Mol PO4	Rohöl- äquivalente kg
Sortierung, Zerkleinern, Regeneratherst., MVA	193,63	15,04	4,16	178,27	1079,24	0,41	0,00	19,23	0,00
Energiebereitstellung	20722,07	0,12	0,00	2,68	121,83	0,00	0,00	0,14	126,91
Transporte incl. Treibstoffbereitstellung	6,11	0,00	0,00	0,05	0,45	0,00	0,00	0,01	0,14
Summe Verwertungssystem	20921,77	15,17	4,16	181,00	1201,52	0,42	0,00	19,38	127,06
PE	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
PVC	51135,54	63,99	4,80	250,11	2075,28	0,78	0,25	12,41	678,77
Strom	170,58	0,01	0,00	0,22	9,87	0,00	0,00	0,01	0,63
Dampf	273,24	0,24	0,00	0,50	21,82	0,00	0,00	0,03	2,64
Summe substituierte Vorketten	51579,36	64,23	4,80	250,83	2106,97	0,78	0,25	12,45	682,04
Effekt	-30657,59	-49,07	-0,64	-69,84	-905,45	-0,37	-0,25	6,94	-554,99

B8 Anfallort Gewerbe über private Entsorger, Fraktion E-Gehäuse

Ergebnisse pro 1000 kg erfassten KS-Abfall

System mit werkstofflicher Verwertung

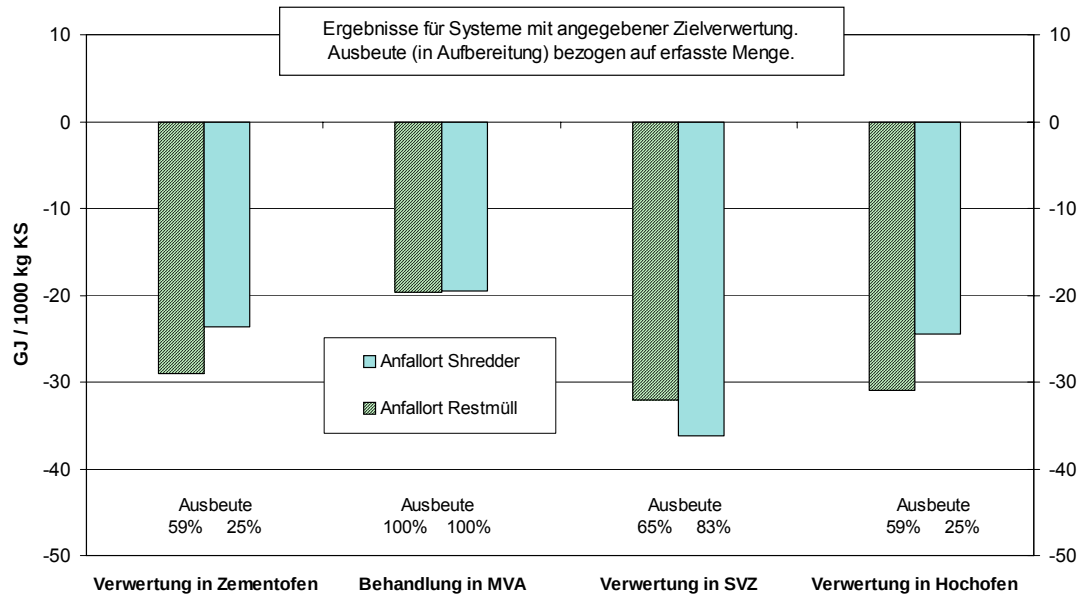
Bezug: 1000 kg erfasste KS-Abfälle

	Primärenergie	Siedlungs- abfall	Sonderabfall	Versauerungs- potential	Global Warming Potential kg CO2	Photo- oxidantien (POCP) kg Ethylen	Eutrophierung aquatisch	Eutrophierung terrestrisch	Rohöl- äquivalente
	MJ	kg	kg	Mol SO2			Mol PO4	Mol PO4	kg
Demontage, Aufbereitung, Granulatherst., MVA	19,51	0,00	0,55	3,29	528,14	0,00	0,00	0,25	0,00
Energiebereitstellung	7453,48	0,43	0,00	9,42	431,24	0,01	0,00	0,50	28,87
Transporte incl. Treibstoffbereitstellung	2361,22	0,00	0,00	19,90	174,29	0,14	0,00	2,31	55,43
Summe Verwertungssystem	9834,21	0,43	0,55	32,60	1133,67	0,15	0,00	3,07	84,29
PP	27404,62	8,92	4,15	126,88	765,25	0,36	0,04	4,92	480,88
PVC	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Strom	1557,65	0,09	0,00	1,99	90,12	0,00	0,00	0,10	5,76
Dampf	2507,27	2,18	0,00	4,59	200,24	0,03	0,00	0,23	24,23
Summe substituierte Vorketten	68711,30	21,25	4,46	266,43	2342,67	0,91	0,08	12,15	1110,87
Effekt	-58877,10	-20,83	-3,91	-233,83	-1209,00	-0,75	-0,08	-9,09	-1026,58

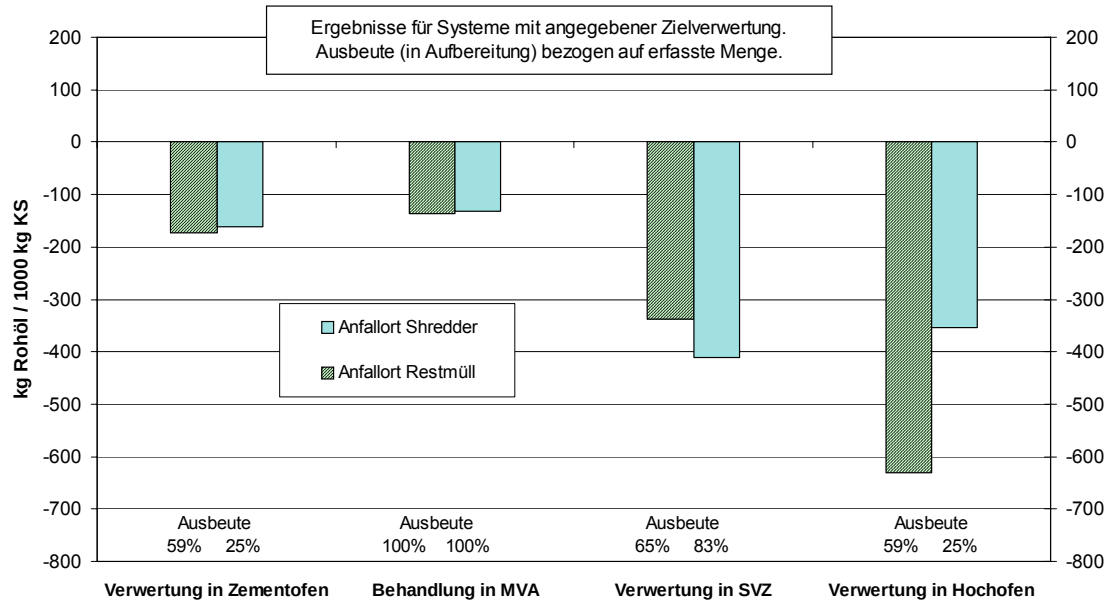
Anhang C

Grafiken zur Übertragbarkeit (Basissysteme)

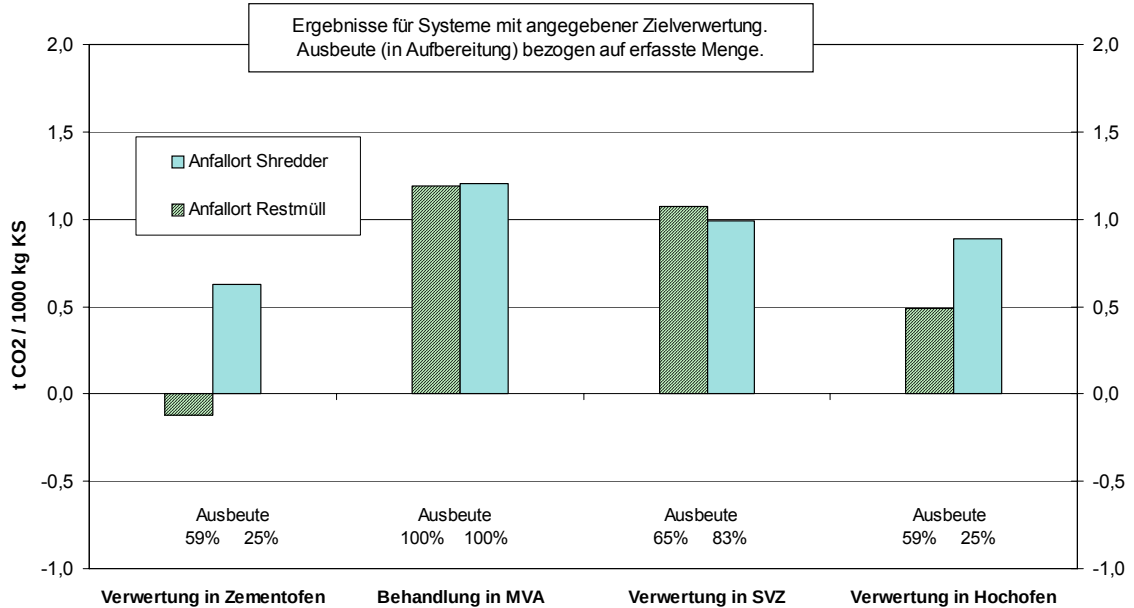
Primärenergiebedarf pro 1000 kg erfassten KS Zur Übertragbarkeit bei der Fraktion KS gesamt



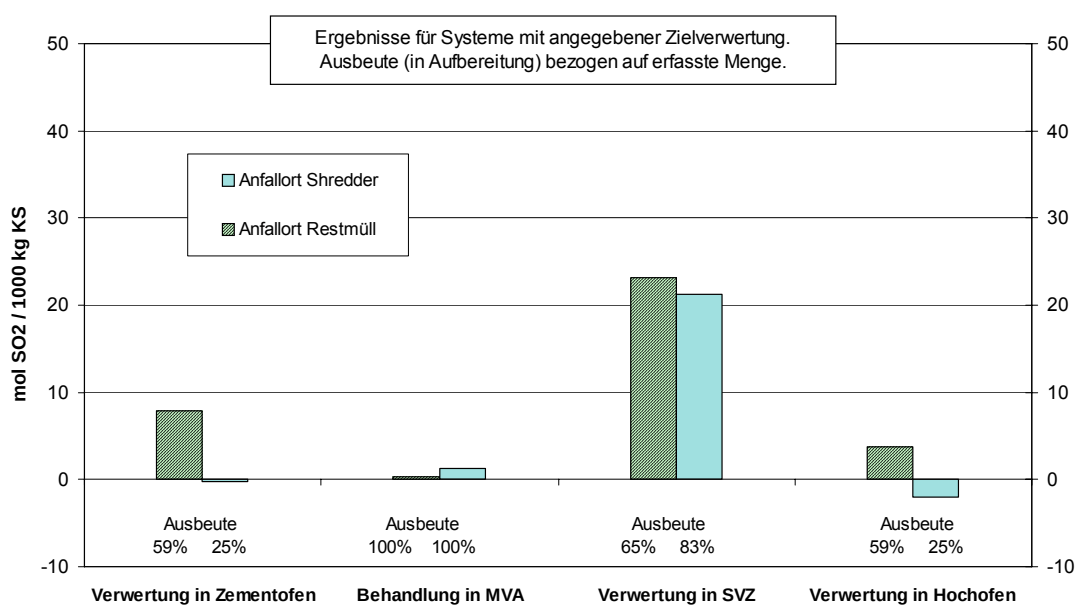
Rohöläquivalent pro 1000 kg erfassten KS Zur Übertragbarkeit bei der Fraktion KS gesamt



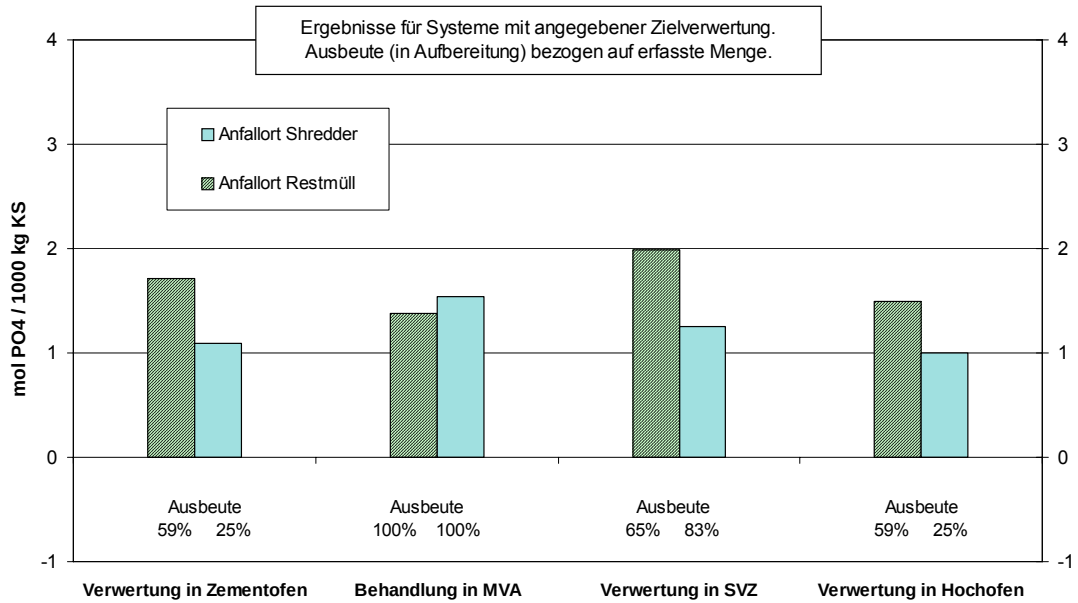
Treibhauspotential pro 1000 kg erfassten KS Zur Übertragbarkeit bei der Fraktion KS gesamt



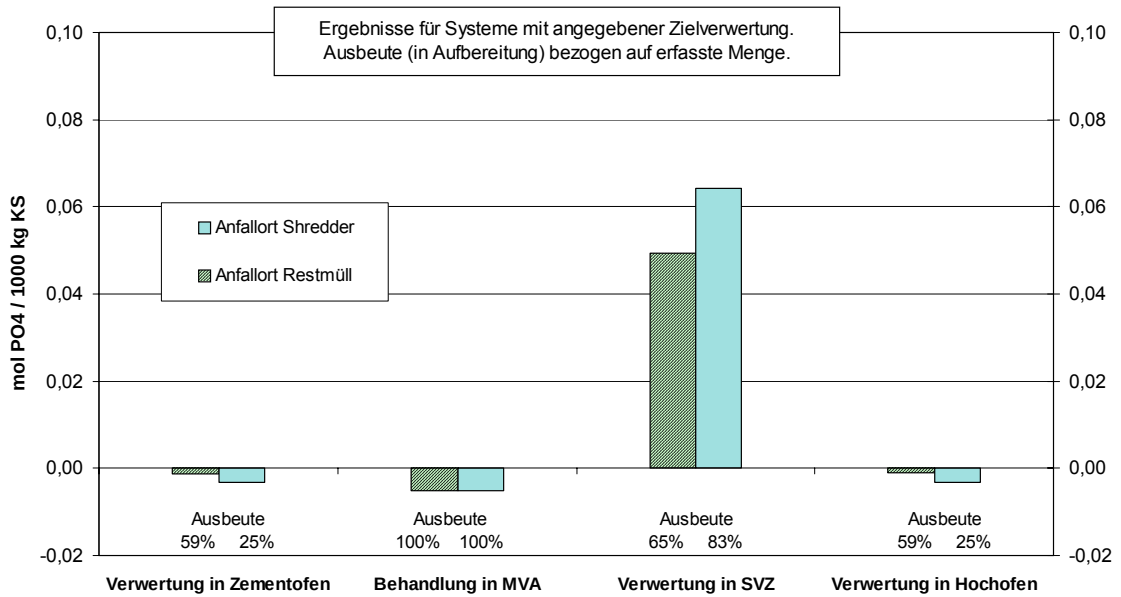
Versauerungspotential pro 1000 kg erfassten KS Zur Übertragbarkeit bei der Fraktion KS gesamt



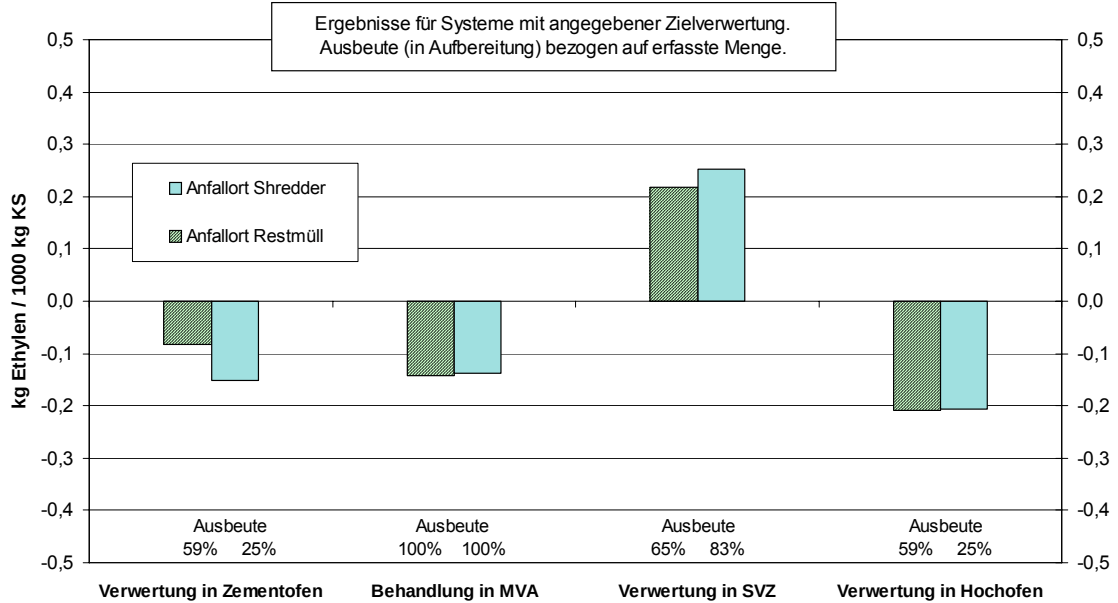
Eutrophierungspotential, terrestrisch pro 1000 kg erfassten KS Zur Übertragbarkeit bei der Fraktion KS gesamt



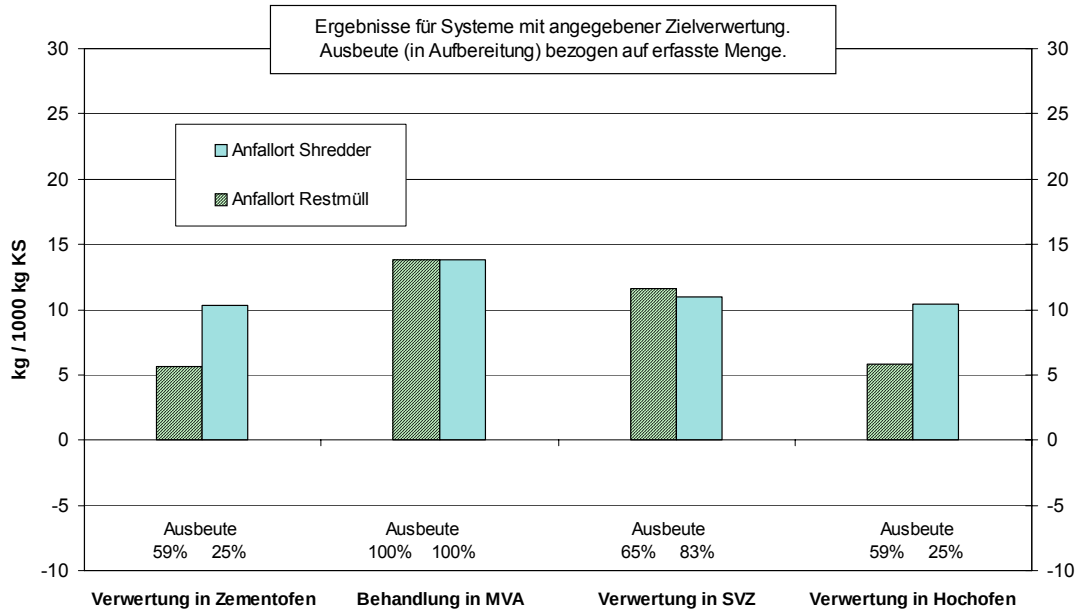
Eutrophierungspotential, aquatisch pro 1000 kg erfassten KS Zur Übertragbarkeit bei der Fraktion KS gesamt



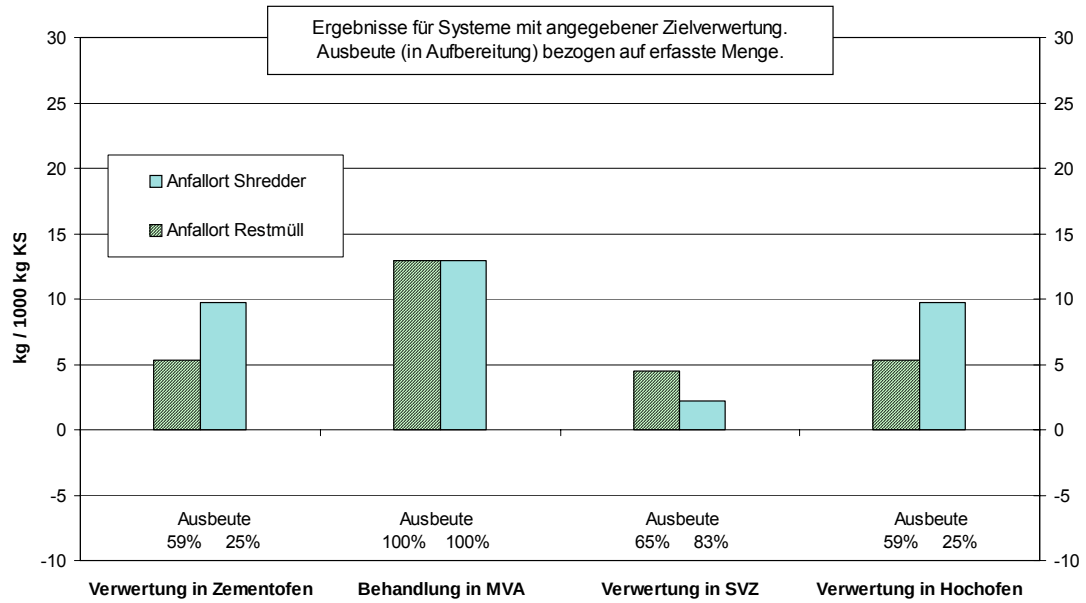
Sommersmog (POCP) pro 1000 kg erfassten KS Zur Übertragbarkeit bei der Fraktion KS gesamt



Siedlungsabfall pro 1000 kg erfassten KS Zur Übertragbarkeit bei der Fraktion KS gesamt



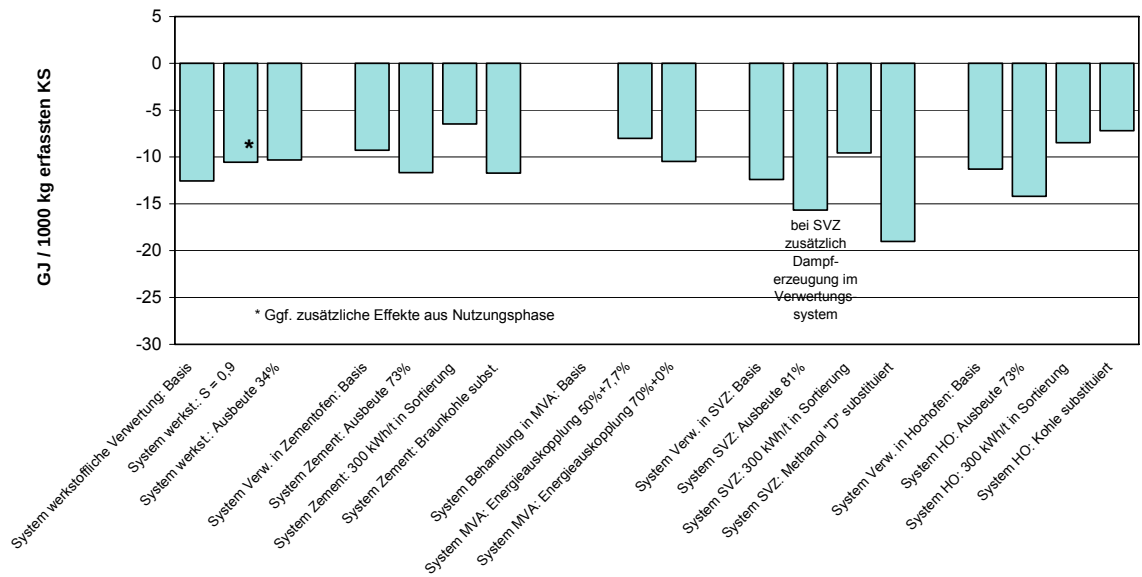
Sonderabfall pro 1000 kg erfassten KS
Zur Übertragbarkeit bei der Fraktion KS gesamt



Anhang D

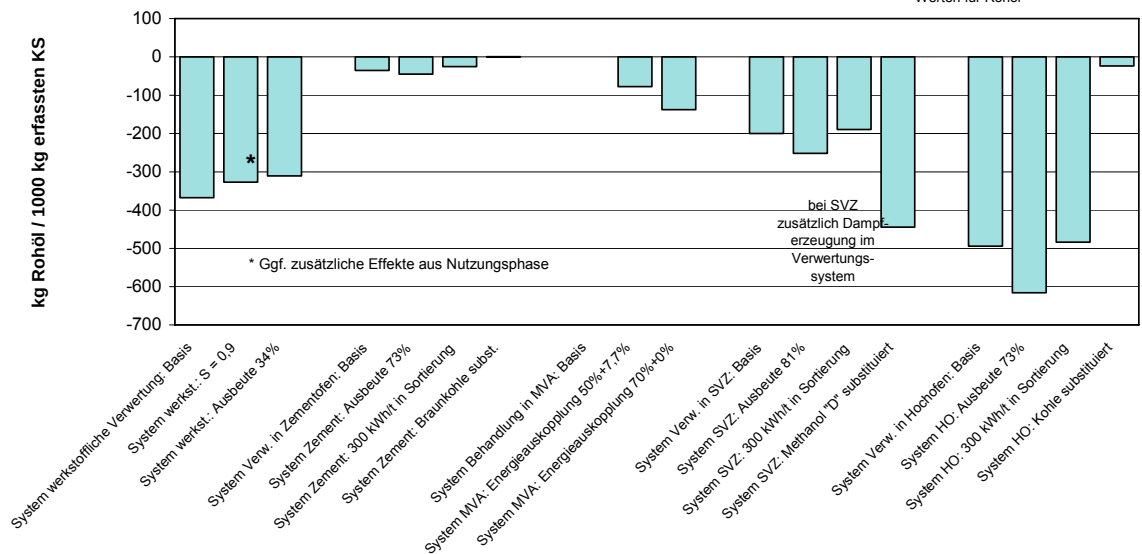
**Grafiken zu Sensitivitätsbetrachtungen
(Fraktion KS gesamt aus Restmüll Haushalten)**

Effekt Primärenergiebedarf pro 1000 kg erfassten Kunststoffabfall gegenüber mittlerer MVA,
Sensitivitäten zu KS gesamt aus Restmüll HH

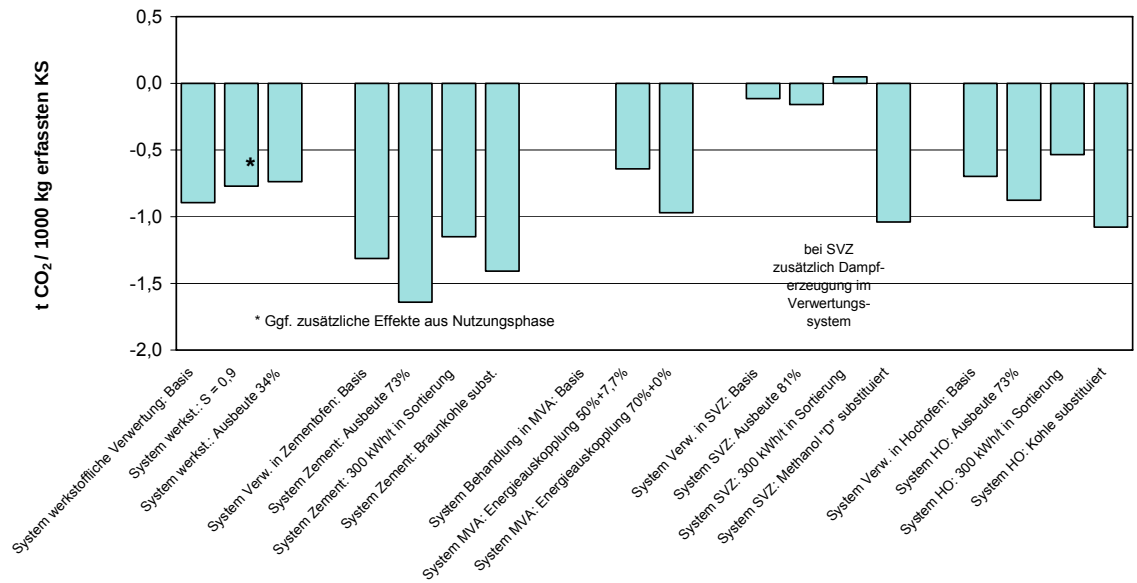


Effekt Rohöläquivalent** pro 1000 kg erfassten Kunststoffabfall gegenüber mittlerer MVA,
Sensitivitäten zu KS gesamt aus Restmüll HH

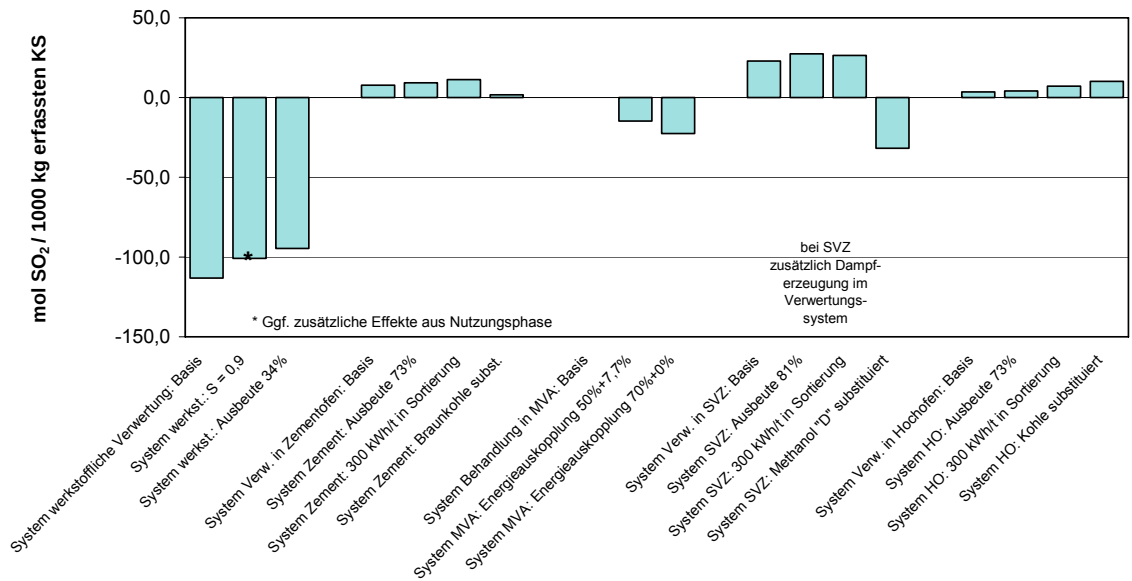
** berechnet aus der Menge der Primärenergieträger sowie deren Heizwert und Reichweite im Verhältnis zu den Werten für Rohöl

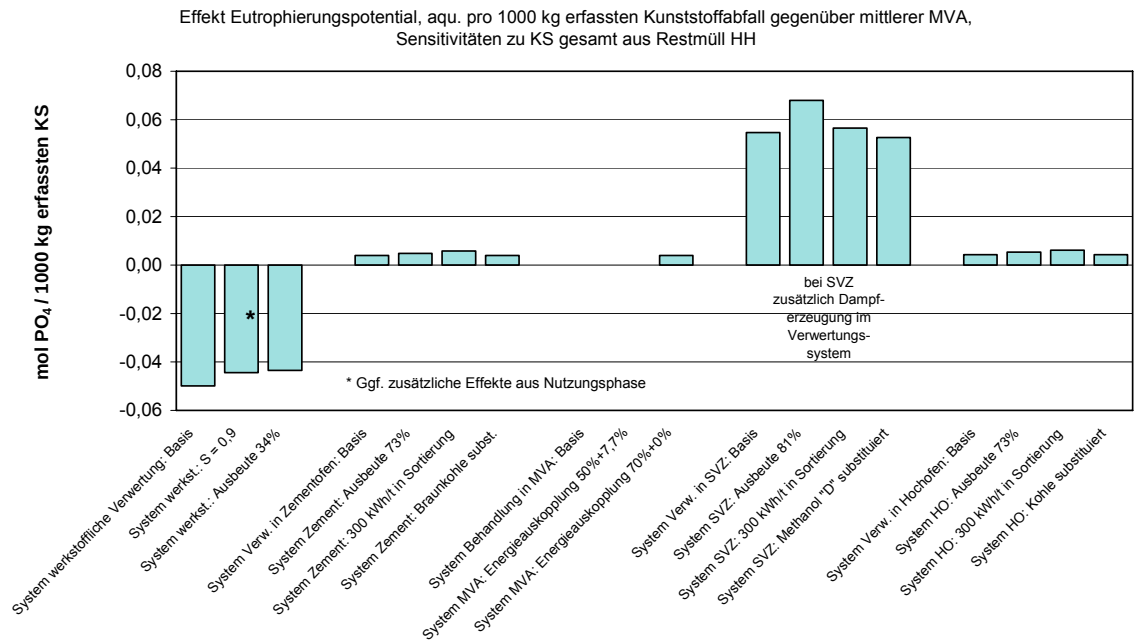
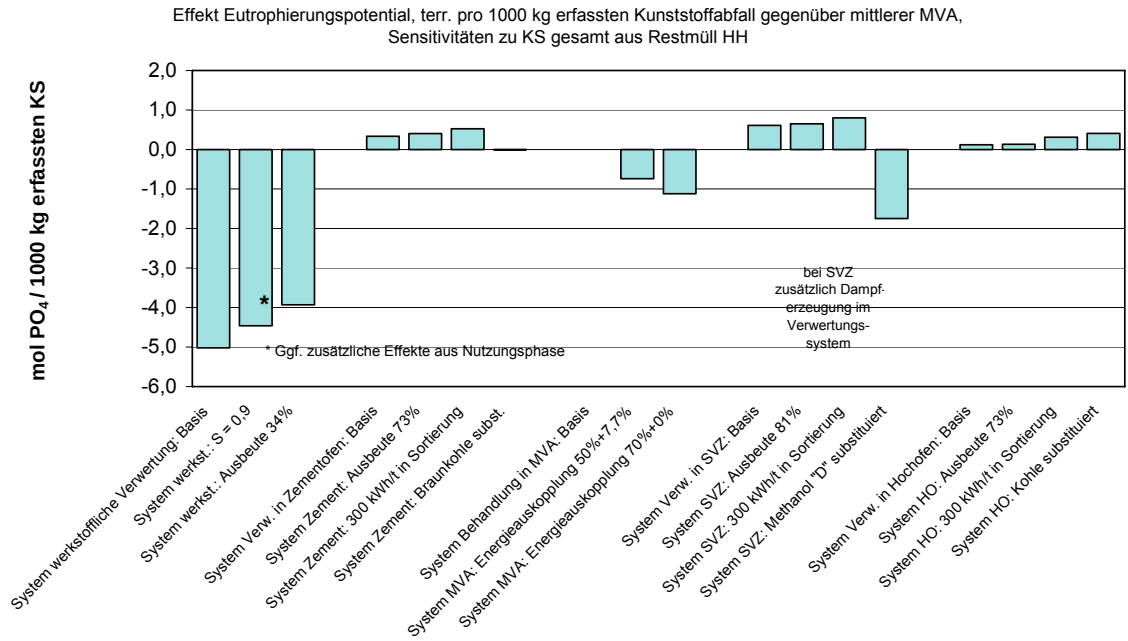


Effekt Treibhauspotential pro 1000 kg erfassten Kunststoffabfall gegenüber mittlerer MVA,
Sensitivitäten zu KS gesamt aus Restmüll HH

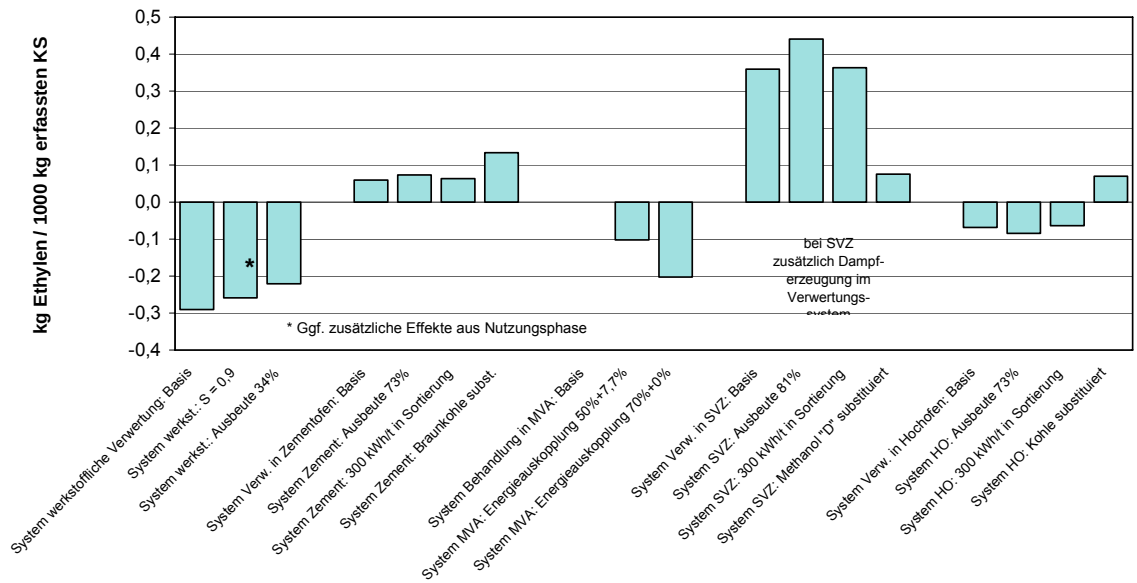


Effekt Versauerungspotential pro 1000 kg erfassten Kunststoffabfall gegenüber mittlerer MVA,
Sensitivitäten zu KS gesamt aus Restmüll HH

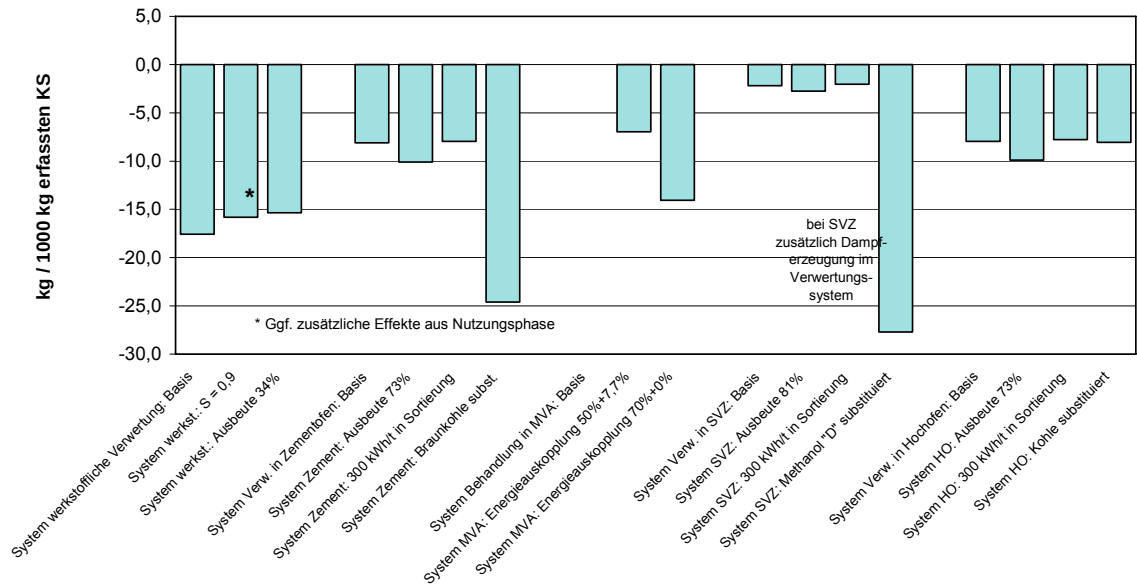




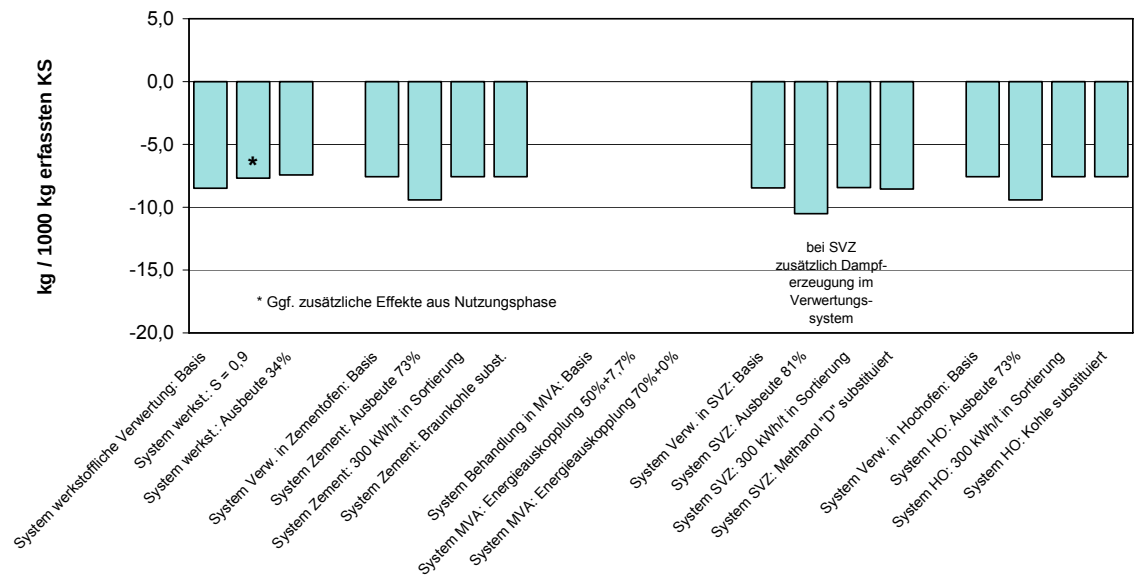
Effekt Sommersmog (POCP) pro 1000 kg erfassten Kunststoffabfall gegenüber mittlerer MVA,
Sensitivitäten zu KS gesamt aus Restmüll HH



Effekt Siedlungsabfall pro 1000 kg erfassten Kunststoffabfall gegenüber mittlerer MVA,
Sensitivitäten zu KS gesamt aus Restmüll HH



Effekt Sonderabfall pro 1000 kg erfassten Kunststoffabfall gegenüber mittlerer MVA,
Sensitivitäten zu KS gesamt aus Restmüll HH



Anhang E

Effekte gegenüber MVA (Gesamtsysteme)

Anfallort	Fraktion	Verwertung	Kategorie							
			Primärenergie [TJ]	Rohöläquivalent [t Rohöl]	Treibhauspotential [kt CO ₂]	Versauerungspotential [kmol SO ₂]	Eutroph.pot. terr. [kmol PO ₄]	Eutroph.pot. aqu. [kmol PO ₄]	Siedlungsabfall [t]	Sonderabfall [t]
Restmüll Haushalte	KS gesamt (595 kt)	System mit werkst. Verw.	-5984	-174947	-426	-53887	-2390	-24	-8357	-4037
		System mit Verw. in Zeme	-4418	-16914	-625	3636	159	2	-3860	-3605
		system mit Behandlung in	0	0	0	0	0	0	0	0
		System mit Verw. in SVZ	-5903	-95202	-54	10880	290	26	-1048	-4022
		System mit Verw. in Hoche	-5375	-235273	-332	1667	57	2	-3785	-3605
Hausmüllähnl. Gewerbeabf.	KS gesamt (185 kt)	System mit werkst. Verw.	-1374	-5259	-194	1131	50	1	-1200	-1121
		system mit Behandlung in	0	0	0	0	0	0	0	0
		System mit Verw. in SVZ	-1835	-29601	-17	3383	90	8	-326	-1250
		System mit Verw. in Hoche	-1671	-73152	-103	518	18	1	-1177	-1121
Gewerbe über priv. Entsorger	KS gesamt (402 kt)	System mit werkst. Verw.	-1624	-61574	-138	-20375	-858	-11	-3911	-1656
		System mit Verw. in Zeme	-2985	-11428	-422	2457	108	1	-2608	-2435
		system mit Behandlung in	0	0	0	0	0	0	0	0
		System mit Verw. in SVZ	-3988	-64322	-37	7351	196	18	-708	-2717
		System mit Verw. in Hoche	-3631	-158957	-224	1126	39	1	-2558	-2435
Gewerbe über priv. Entsorger	Rohre (17 kt)	System mit werkst. Verw.	-464	-8883	-28	-3118	-138	-2	-887	-760
		System mit Verw. in Zeme	-3	26	-5	154	12	0	46	-7
		system mit Behandlung in	0	0	0	0	0	0	0	0
		System mit Verw. in Hoche	-16	-2583	-1	129	11	0	47	-7
Sperrmüll Haushalte	KS gesamt (130 kt)	System mit werkst. Verw.	-1086	-4157	-154	894	39	0	-949	-886
		system mit Behandlung in	0	0	0	0	0	0	0	0
		System mit Verw. in SVZ	-1451	-23401	-13	2674	71	6	-257	-988
		System mit Verw. in Hoche	-1321	-57830	-82	410	14	1	-930	-886
Sperrmüll Haushalte	Rohre (4,5 kt)	System mit werkst. Verw.	-138	-2645	-8	-929	-41	-1	-264	-226
		System mit Verw. in Zeme	-1	8	-2	46	4	0	14	-2
		system mit Behandlung in	0	0	0	0	0	0	0	0
		System mit Verw. in Hoche	-5	-769	0	39	3	0	14	-2
Sperrmüll Haushalte	Matratzen (30 kt)	System mit werkst. Verw.	-1841	-24891	-114	-8434	-438	-478	-5549	-711
		System mit Verw. in Zeme	-41	708	-22	847	55	0	200	-40
		system mit Behandlung in	0	0	0	0	0	0	0	0
		System mit Verw. in Hoche	-163	-12753	-12	744	50	0	204	-40
Shredder	KS gesamt (112 kt)	System mit werkst. Verw.	-464	-3138	-65	-179	-50	0	-381	-359
		system mit Behandlung in	0	0	0	0	0	0	0	0
		System mit Verw. in SVZ	-1868	-31191	-24	2223	-32	8	-312	-1200
		System mit Verw. in Hoche	-559	-24860	-36	-375	-60	0	-374	-359
Shredder	PUR Autositze (11 kt)	System mit werkst. Verw.	-780	-9899	-48	-3353	-164	-196	-2266	-291
		System mit Verw. in Zeme	-16	273	-9	327	21	0	77	-15

Anhang F

Normierte Effekte gegenüber MVA (Gesamtsysteme)

Anfallort	Fraktion	Verwertung	Kategorie								
			Primärenergie	Roßläquivalent	Treibhauspotential	Versauerungspotential	Eutroph. Terr.	Eutroph. Aqu.	Siedlungsabfall	Sonderabfall	
Restmüll Haushalte	KS gesamt (595 kt)	werkstofflich	-33949	-71495	-34673	-113208	-39868	-289	-22466	-18151	EDW
		Zementofen	-25064	-6912	-50905	7639	2660	23	-10376	-16206	EDW
		MVA	0	0	0	0	0	0	0	0	EDW
		SVZ	-33489	-38906	-4432	22856	4841	317	-2816	-18080	EDW
		Hochofen	-30492	-96147	-27040	3502	958	25	-10176	-16206	EDW
Hausmülllähnl. Gewerbeabf.	KS gesamt (185 kt)	Zementofen	-7793	-2149	-15827	2375	827	7	-3226	-5039	EDW
		MVA	0	0	0	0	0	0	0	0	EDW
		SVZ	-10413	-12097	-1378	7107	1505	99	-876	-5622	EDW
		Hochofen	-9481	-29895	-8407	1089	298	8	-3164	-5039	EDW
Gewerbe über priv. Entsorger	KS gesamt (402 kt)	werkstofflich	-9212	-25163	-11223	-42804	-14320	-138	-10514	-7447	EDW
		Zementofen	-16934	-4670	-34393	5161	1797	15	-7010	-10949	EDW
		MVA	0	0	0	0	0	0	0	0	EDW
		SVZ	-22626	-26286	-2994	15443	3271	214	-1903	-12216	EDW
		Hochofen	-20601	-64960	-18269	2366	648	17	-6875	-10949	EDW
Gewerbe über priv. Entsorger	Rohre (17 kt)	werkstofflich	-2631	-3630	-2282	-6551	-2304	-30	-2384	-3419	EDW
		Zementofen	-18	11	-417	323	199	1	123	-30	EDW
		MVA	0	0	0	0	0	0	0	0	EDW
		Hochofen	-93	-1056	-121	272	178	1	125	-30	EDW
Sperrmüll Haushalte	KS gesamt (130 kt)	Zementofen	-6161	-1699	-12512	1878	654	6	-2550	-3983	EDW
		MVA	0	0	0	0	0	0	0	0	EDW
		SVZ	-8232	-9563	-1089	5618	1190	78	-692	-4444	EDW
		Hochofen	-7495	-23633	-6646	861	236	6	-2501	-3983	EDW
Sperrmüll Haushalte	Rohre (4,5 kt)	werkstofflich	-783	-1081	-679	-1951	-686	-9	-710	-1018	EDW
		Zementofen	-5	3	-124	96	59	0	37	-9	EDW
		MVA	0	0	0	0	0	0	0	0	EDW
		Hochofen	-28	-314	-36	81	53	0	37	-9	EDW
Sperrmüll Haushalte	Matratzen (30 kt)	werkstofflich	-10443	-10172	-9255	-17719	-7302	-5824	-14917	-3195	EDW
		Zementofen	-235	289	-1812	1778	926	2	537	-179	EDW
		MVA	0	0	0	0	0	0	0	0	EDW
		Hochofen	-924	-5212	-1002	1563	829	3	549	-179	EDW
Shredder	KS gesamt (112 kt)	Zementofen	-2633	-1282	-5271	-376	-835	3	-1025	-1612	EDW
		MVA	0	0	0	0	0	0	0	0	EDW
		SVZ	-10595	-12747	-1980	4671	-536	95	-838	-5396	EDW
		Hochofen	-3173	-10159	-2897	-787	-1004	3	-1005	-1612	EDW
Shredder	PUR Autositze (11 kt)	werkstofflich	-4424	-4045	-3886	-7045	-2729	-2384	-6091	-1308	EDW
		Zementofen	-91	112	-700	686	357	1	207	-69	EDW
		MVA	0	0	0	0	0	0	0	0	EDW
		Hochofen	-357	-2011	-387	603	320	1	212	-69	EDW

Anhang G

Sachbilanzgrößen, Klassifizierung, zugeordnete Faktoren

Stoffbezeichnung	Faktor	Kategorie	Einheit
Kategorie: Energie, erneuerbar			
Biomasse (Ho: 18,46 MJ/kg); Energietr. f. integr. Verf.	15	Energie, erneuerbar	MJ / kg
Ethanol (C ₂ H ₅ OH); Betriebsstoff	29.9	Energie, erneuerbar	MJ / kg
Rohholz, Nadelholz (44,6% TS)	8,1	Energie, erneuerbar	MJ / kg
Sonstige Energieträger	15	Energie, erneuerbar	MJ / kg
Strom aus Biomasse (Netzstromanteil)	12	Energie, erneuerbar	MJ / kWh
Wasserkraft	1	Energie, erneuerbar	MJ / MJ
Kategorie: Energie, nicht erneuerbar			
Aluminiumsulfat (Al ₂ (SO ₄) ₃); Betriebsstoff	10	Energie, nicht erneuerbar	MJ / kg
Ammoniak (NH ₃); Betriebsstoff	33	Energie, nicht erneuerbar	MJ / kg
Argon (Ar); Betriebsstoff	10	Energie, nicht erneuerbar	MJ / kg
Calciumcarbonat (CaCO ₃), Kalkstein; Betriebsstoff	2	Energie, nicht erneuerbar	MJ / kg
Calciumhydroxid (Ca(OH) ₂), Kalkhydrat; Betriebsstoff	2	Energie, nicht erneuerbar	MJ / kg
Druckluft; Betriebsstoff	1	Energie, nicht erneuerbar	MJ / m ³
Eisen(III)-chlorid (FeCl ₃); Betriebsstoff	10	Energie, nicht erneuerbar	MJ / kg
Energieüberschuß	1	Energie, nicht erneuerbar	MJ / MJ
Erdölgas (Dichte: 1,0152 kg/m ³)	40	Energie, nicht erneuerbar	MJ / m ³
Ethanol (C ₂ H ₅ OH); Betriebsstoff	30	Energie, nicht erneuerbar	MJ / kg
Ferromangan; Betriebsstoff	2	Energie, nicht erneuerbar	MJ / kg
Fuselöl (Hu: 15 MJ/kg)	15	Energie, nicht erneuerbar	MJ / kg
Grubengas (Dichte: 1,036 kg/m ³)	16	Energie, nicht erneuerbar	MJ / m ³
HOK (Aktivkoks); Betriebsstoff	37	Energie, nicht erneuerbar	MJ / kg
Natriumhydroxid (NaOH); Betriebsstoff	10	Energie, nicht erneuerbar	MJ / kg
Paraffin, Betriebsstoff	55	Energie, nicht erneuerbar	MJ / kg
Primärenergieäquivalent Uranerz	3.6	Energie, nicht erneuerbar	MJ / kWh
REA-Gips; Sekundärrohstoff	2	Energie, nicht erneuerbar	MJ / kg
Rohbraunkohle (Hu: 12,73 MJ/kg)	12.73	Energie, nicht erneuerbar	MJ / kg
Rohbraunkohle (Hu: 8,324 MJ/kg)	8.324	Energie, nicht erneuerbar	MJ / kg
Rohbraunkohle (Hu: 8,795 MJ/kg)	8.795	Energie, nicht erneuerbar	MJ / kg
Rohbraunkohle (Hu: 9,5 MJ/kg)	9.5	Energie, nicht erneuerbar	MJ / kg
Rohgas (Hu: 33,8 MJ/m ³)	33.8	Energie, nicht erneuerbar	MJ / m ³
Rohgas (Hu: 35,88 MJ/m ³)	35.88	Energie, nicht erneuerbar	MJ / m ³
Rohöl (Hu: 42,03 MJ/kg)	42.03	Energie, nicht erneuerbar	MJ / kg
Rohöl in der Lagerstätte	42.6	Energie, nicht erneuerbar	MJ / kg
Rohsteinkohle	29.3	Energie, nicht erneuerbar	MJ / kg
Rohsteinkohle (Hu: 22,6 MJ/kg)	22.6	Energie, nicht erneuerbar	MJ / kg
Rohsteinkohle (Hu: 27,2 MJ/kg)	27.2	Energie, nicht erneuerbar	MJ / kg
Rohstoff Uranerz	406228.221	Energie, nicht erneuerbar	MJ / kg
Sauerstoff (O ₂); Betriebsstoff	10	Energie, nicht erneuerbar	MJ / kg
Schwefel (S), gebunden; Betriebsstoff	10	Energie, nicht erneuerbar	MJ / kg
Schwefel (S); Sekundärrohstoff	14	Energie, nicht erneuerbar	MJ / kg
Schwefelsäure (H ₂ SO ₄); Betriebsstoff	10	Energie, nicht erneuerbar	MJ / kg
Stickstoff (N ₂); Betriebsstoff	10	Energie, nicht erneuerbar	MJ / kg
Stickstoff (N ₂); Betriebsstoff, Volumen	10	Energie, nicht erneuerbar	MJ / m ³
Strom aus sonstigen Brennstoffen	12	Energie, nicht erneuerbar	MJ / kWh
Strom aus sonstigen Gasen	12	Energie, nicht erneuerbar	MJ / kWh
Teer; Sekundärrohstoff	37	Energie, nicht erneuerbar	MJ / kg
Wasserstoff (H ₂); Betriebsstoff	152	Energie, nicht erneuerbar	MJ / kg

Stoffbezeichnung	Faktor	Kategorie	Einheit
Kategorie: Rohöläquivalent			
Rohbraunkohle	0,0409	Rohöläquivalenzfaktor	kg Rohöl/kg
Rohgas	0,4	Rohöläquivalenzfaktor	kg Rohöl/m ³
Rohsteinkohle	0,1836	Rohöläquivalenzfaktor	kg Rohöl/kg
Rohöl in der Lagerstätte	1	Rohöläquivalenzfaktor	kg Rohöl/kg
Kategorie: Eutrophierungspotential, terrestrisch			
Ammoniak (NH ₃); Em. Atmosph.	3.68	Eutrophierungspotential	Mol PO ₄ / kg
Kohlenstoff organisch; Em. Atmosph.	.69	Eutrophierungspotential	Mol PO ₄ / kg
Stickoxide (NO _x); Em. Atmosph.	1.36	Eutrophierungspotential	Mol PO ₄ / kg
Kategorie: Eutrophierungspotential, aquatisch			
Ammonium (NH ₄ ⁺); Em. Wasser	3.47	Eutrophierungspotential	Mol PO ₄ / kg
Nitrat (NO ₃ ⁻); Em. Wasser	1.01	Eutrophierungspotential	Mol PO ₄ / kg
Nitrit (NO ₂ ⁻); Em. Wasser	1.36	Eutrophierungspotential	Mol PO ₄ / kg
Phosphor (P); Em. Wasser	32,29	Eutrophierungspotential	Mol PO ₄ / kg
Phosphate als P ₂ O ₅ ; Em. Wasser	14.09	Eutrophierungspotential	Mol PO ₄ / kg
Stickstoff (N), sonst.; Em. Wasser	4.46	Eutrophierungspotential	Mol PO ₄ / kg
Stickstoff (N); Em. Wasser	4.46	Eutrophierungspotential	Mol PO ₄ / kg
Stickstoff (N ₂), gesamt; Em. Wasser	4.46	Eutrophierungspotential	Mol PO ₄ / kg
Kategorie: Global Warming Potential			
Distickstoffmonoxid (N ₂ O), Lachgas; Em. Atmosph.	310	Global Warming Potential	kg CO ₂ / kg
Fluorchlorkohlenwasserstoffe (FCKW); Em. Atmosph.	3600	Global Warming Potential	kg CO ₂ / kg
Kohlendioxid (CO ₂) aus foss./min. Quelle; Em. Atmosph.	1	Global Warming Potential	kg CO ₂ / kg
Kohlenmonoxid (CO); Em. Atmosph.	2	Global Warming Potential	kg CO ₂ / kg
Kohlenwasserstoffe ohne Methan, NMVOC; Em. Atmosph.	3	Global Warming Potential	kg CO ₂ / kg
Methan (CH ₄) aus foss./min. Quellen; Em. Atmosph.	21	Global Warming Potential	kg CO ₂ / kg
Kategorie: Photooxidantien			
Benzol (C ₆ H ₆); Em. Atmosph.	.189	Photooxidantien	kg / kg
Ethanol (C ₂ H ₅ OH); Em. Atmosph.	0,268	Photooxidantien	kg / kg
Kohlenwasserstoffe (C _x H _y); Em. Atmosph.	.4	Photooxidantien	kg / kg
Kohlenwasserstoffe ohne Methan, NMVOC; Em. Atmosph.	.416	Photooxidantien	kg / kg
Methan (CH ₄) aus foss./min. Quellen; Em. Atmosph.	.007	Photooxidantien	kg / kg
Kategorie: Siedlungsabfall			
Abfall (industriell)	1	Siedlungsabfall	kg / kg
Abfall (mineralisch)	1	Siedlungsabfall	kg / kg
Abfall aus Urangewinnung, Inertstoffdeponie	1	Siedlungsabfall	kg / kg
Abfall aus Urangewinnung, Reststoffdeponie	1	Siedlungsabfall	kg / kg
Abfall, sonst.	1	Siedlungsabfall	kg / kg
Abfälle aus KKW (fest, nichtradioaktiv)	1	Siedlungsabfall	kg / kg
Abfälle zur Inertstoffdeponie	1	Siedlungsabfall	kg / kg
Asche	1	Siedlungsabfall	kg / kg
Asche aus Braunkohle-KW zur Deponie; Rückstand	1	Siedlungsabfall	kg / kg
Asche aus Steinkohle-KW zur Deponie; Rückstand	1	Siedlungsabfall	kg / kg
Bauabfälle	1	Siedlungsabfall	kg / kg
Feste Abfälle aus Talkgewinnung	1	Siedlungsabfall	kg / kg
Packmittelabfälle	1	Siedlungsabfall	kg / kg
Schlacke und Asche	1	Siedlungsabfall	kg / kg

Stoffbezeichnung	Faktor	Kategorie	Einheit
Kategorie: Sonderabfall			
Abfall aus Urangewinnung, SAD	1	Sonderabfall	kg / kg
Abfall, chem. stabilisiert	1	Sonderabfall	kg / kg
Filterstaub MVA; Abfall	1	Sonderabfall	kg / kg
HOK (Aktivkoks), beladen; Abfall	1	Sonderabfall	kg / kg
Kesselasche auf SAD	1	Sonderabfall	kg / kg
Schwermetall-Schlamm auf SAD	1	Sonderabfall	kg / kg
Kategorie: Versauerungspotential			
Ammoniak (NH ₃); Em. Atmosph.	14.7	Versauerungspotential	Mol SO ₂ / kg
Ammonium (NH ₄ ⁺); Em. Wasser	13.89	Versauerungspotential	Mol SO ₂ / kg
Chlorwasserstoff (HCl), Salzsäure; Em. Atmosph.	13.72	Versauerungspotential	Mol SO ₂ / kg
Fluorwasserstoff (HF), Flußsäure; Em. Atmosph.	25	Versauerungspotential	Mol SO ₂ / kg
Organica chloriert; Em. Atmosph.	9.91	Versauerungspotential	Mol SO ₂ / kg
Säure (H ⁺); Em. Wasser	500	Versauerungspotential	Mol SO ₂ / kg
Schwefel (S); Em. Wasser	31.25	Versauerungspotential	Mol SO ₂ / kg
Schwefeldioxid (SO ₂); Em. Atmosph.	15.61	Versauerungspotential	Mol SO ₂ / kg
Schwefeloxide (SO _x); Em. Atmosph.	15.61	Versauerungspotential	Mol SO ₂ / kg
Schwefelsäure (H ₂ SO ₄); Em. Atmosph.	10.31	Versauerungspotential	Mol SO ₂ / kg
Schwefelwasserstoff (H ₂ S); Em. Atmosph.	29.41	Versauerungspotential	Mol SO ₂ / kg
Stickoxide (NO _x); Em. Atmosph.	10.93	Versauerungspotential	Mol SO ₂ / kg



Teilbericht 5

**Auswertung der
Ökobilanzergebnisse
des Vorhabens:
Verwertung von Kunststoffen
aus Gewerbe und Privathaushalten
FKZ 200 33 327/02**

**ifeu-Institut Heidelberg
Giegrich, Jürgen (Dipl. Phys.)
Knappe, Florian (Dipl. Geogr.)**

im Auftrag des Umweltbundesamtes

Heidelberg, Januar / September 2004

Inhaltsverzeichnis

1	Auswertung.....	1
1.1	Ziel und Rahmen der Auswertung	1
1.2	Methodische Anforderungen	2
1.3	Bezug auf Ziel und Rahmen dieser Ökobilanz	4
2	Auswertung der Ergebnisse.....	7
2.1	Ergebnisse für Kunststoffe aus Haushaltsrestmüll	9
2.1.1	Ergebnisse für die einzelnen Wirkungskategorien	9
2.1.2	Ergebnisse für die einzelnen Verwertungsoptionen	19
2.1.3	Ergebnisse über alle Wirkungskategorien	23
2.2	Kunststoffe in hausmüllähnlichen Gewerbeabfällen	24
2.3	Kunststoffe im Haushaltssperrmüll	27
2.3.1	Gemischte Kunststoffe aus Haushaltssperrmüll	27
2.3.2	Getrennte Fraktionen aus Sperrmüll – Matratzen und Polster	29
2.4	Kunststoffe in privat entsorgten Gewerbeabfällen	41
2.4.1	Gemischte Kunststoffabfälle aus privat entsorgten Gewerbeabfällen	42
2.4.2	Getrennt erfasste Rohre (PVC und PE) aus privat entsorgten Gewerbeabfällen	54
2.4.3	Getrennt erfasste Kabelabfälle aus privat entsorgten Gewerbeabfällen	67
2.4.4	Getrennt erfasste nicht bromierte E&E-Gehäuse aus privat entsorgten Gewerbeabfällen	68
2.5	Kunststoffe aus Shredderbetrieben	69
2.5.1	Verwertung der gemischten Kunststoffabfälle aus Shredderbetrieben	69
2.5.2	Kunststoffe aus Shredderbetrieben – Autositze	81
3	Beurteilung der Ergebnisse (durch das Umweltbundesamt)	93
3.1	Anmerkungen zu Auswahl und Festlegung der Szenarien	93
3.2	Anmerkungen zu Auswahl und Festlegung der Kriterien	95
3.3	Sensitivitätsbetrachtung	96
3.4	Signifikanz der Ergebnisse	96
4	Zusammenfassende Schlussfolgerungen und Empfehlungen (des Umweltbundesamtes)	97

Abbildungsverzeichnis

Abb. 1-1	Beziehung der Bestandteile in der Auswertungsphase zu anderen Phasen der Ökobilanz (aus ISO 14043)	2
Abb. 2-1	Ökologische Bewertung der werkstofflichen Verwertung von Kunststoffen aus Haushaltsrestmüll, bezogen auf eine Entsorgungsmenge von 595.000 Jahrestonnen; ausgedrückt in Einwohnerdurchschnittswerten	20
Abb. 2-2	Ökologische Bewertung einer Verwertung von Kunststoffen aus Haushaltsrestmüll im Zementwerk, bezogen auf eine Entsorgungsmenge von 595.000 Jahrestonnen; ausgedrückt in Einwohnerdurchschnittswerten	21
Abb. 2-3	Ökologische Bewertung einer Verwertung von Kunststoffen aus Haushaltsrestmüll zur Methanolherstellung, bezogen auf eine Entsorgungsmenge von 595.000 Jahrestonnen; ausgedrückt in Einwohnerdurchschnittswerten.....	22
Abb. 2-4	Ökologische Bewertung einer Verwertung von Kunststoffen aus Haushaltsrestmüll im Hochofen, bezogen auf eine Entsorgungsmenge von 595.000 Jahrestonnen; ausgedrückt in Einwohnerdurchschnittswerten.....	23
Abb. 2-5	Vergleichende Bewertung der Verwertung von Kunststoffen aus Haushaltsrestmüll, bezogen auf die Entsorgungsmenge von 595.000 Jahrestonnen, ausgedrückt in Einwohnerdurchschnittswerten, bezogen auf den Einsatz in der MVA als Referenzsystem	24
Abb. 2-6	Ökologische Bewertung einer Verwertung von Kunststoffen aus hausmüllähnlichen Gewerbeabfällen im Zementwerk, bezogen auf eine Entsorgungsmenge von 185.000 Jahrestonnen; ausgedrückt in Einwohnerdurchschnittswerten.....	25
Abb. 2-7	Ökologische Bewertung einer Verwertung von Kunststoffen aus hausmüllähnlichen Gewerbeabfällen zur Methanolherstellung, bezogen auf eine Entsorgungsmenge von 185.000 Jahrestonnen; ausgedrückt in Einwohnerdurchschnittswerten.....	26
Abb. 2-8	Ökologische Bewertung einer Verwertung von Kunststoffen aus hausmüllähnlichen Gewerbeabfällen im Hochofen, bezogen auf eine Entsorgungsmenge von 185.000 Jahrestonnen; ausgedrückt in Einwohnerdurchschnittswerten.....	26
Abb. 2-9	Ökologische Bewertung einer Verwertung von Kunststoffen aus Haushaltssperrmüll im Zementwerk, bezogen auf eine Entsorgungsmenge von 130.000 Jahrestonnen; ausgedrückt in Einwohnerdurchschnittswerten	28
Abb. 2-10	Ökologische Bewertung einer Verwertung von Kunststoffen aus Haushaltssperrmüll im Hochofen, bezogen auf eine Entsorgungsmenge von 130.000 Jahrestonnen; ausgedrückt in Einwohnerdurchschnittswerten	28
Abb. 2-11	Ökologische Bewertung einer Verwertung von Kunststoffen aus Haushaltssperrmüll zu Methanol, bezogen auf eine Entsorgungsmenge von 130.000 Jahrestonnen; ausgedrückt in Einwohnerdurchschnittswerten	29



Abb. 2-12	Ökologische Bewertung einer werkstofflichen Verwertung von Kunststoffen aus dem häuslichen Sperrmüll, bezogen auf eine Entsorgungsmenge von 30.000 Jahrestonnen; ausgedrückt in Einwohnerdurchschnittswerten	38
Abb. 2-13	Ökologische Bewertung einer Verwertung von Kunststoffen aus dem häuslichen Sperrmüll im Hochofen, bezogen auf eine Entsorgungsmenge von 30.000 Jahrestonnen; ausgedrückt in Einwohnerdurchschnittswerten	39
Abb. 2-14 Ökologische Bewertung einer Verwertung von Kunststoffen aus dem häuslichen Sperrmüll im		
Abb. 2-15	Vergleichende Bewertung der Verwertung von Kunststoffen aus Haushaltssperrmüll (Matratzen und Polster), bezogen auf eine Entsorgungsmenge von 30.000 Jahrestonnen; ausgedrückt in Einwohnerdurchschnittswerten (EDW), bezogen auf den Einsatz in der MVA als Referenzsystem	41
Abb. 2-16	Ökologische Bewertung einer werkstofflichen Verwertung von Kunststoffen aus privat gesammelten Gewerbeabfällen, bezogen auf eine Entsorgungsmenge von 402.000 Jahrestonnen; ausgedrückt in Einwohnerdurchschnittswerten	50
Abb. 2-17	Ökologische Bewertung einer Verwertung von Kunststoffen aus privat gesammelten Gewerbeabfällen im Zementwerk, bezogen auf eine Entsorgungsmenge von 402.000 Jahrestonnen; ausgedrückt in Einwohnerdurchschnittswerten	51
Abb. 2-18	Ökologische Bewertung einer Verwertung von Kunststoffen aus privat gesammelten Gewerbeabfällen zu Methanol, bezogen auf eine Entsorgungsmenge von 402.000 Jahrestonnen; ausgedrückt in Einwohnerdurchschnittswerten	52
Abb. 2-19	Ökologische Bewertung einer Verwertung von Kunststoffen aus privat gesammelten Gewerbeabfällen im Hochofen, bezogen auf eine Entsorgungsmenge von 402.000 Jahrestonnen; ausgedrückt in Einwohnerdurchschnittswerten	53
Abb. 2-20	Vergleichende Bewertung der Verwertung von Kunststoffen aus privat entsorgten Gewerbeabfällen, bezogen auf eine Entsorgungsmenge von 402.000 Jahrestonnen; ausgedrückt in Einwohnerdurchschnittswerten (EDW), bezogen auf den Einsatz in MVA als Referenzsystem	54
Abb. 2-21	Ökologische Bewertung einer werkstofflichen Verwertung von Kunststoffen aus privat gesammelten Gewerbeabfällen (Rohre), bezogen auf eine Entsorgungsmenge von 17.000 Jahrestonnen; ausgedrückt in Einwohnerdurchschnittswerten	63
Abb. 2-22	Ökologische Bewertung einer Verwertung von Kunststoffen aus privat gesammelten Gewerbeabfällen (Rohre) im Zementwerk, bezogen auf eine Entsorgungsmenge von 17.000 Jahrestonnen; ausgedrückt in Einwohnerdurchschnittswerten	64

Abb. 2-23	Ökologische Bewertung einer Verwertung von Kunststoffen aus privat gesammelten Gewerbeabfällen (Rohre) im Hochofen, bezogen auf eine Entsorgungsmenge von 17.000 Jahrestonnen; ausgedrückt in Einwohnerdurchschnittswerten.....	65
Abb. 2-24	Vergleichende Bewertung der Verwertung von Kunststoffen aus privat entsorgten Gewerbeabfällen (Rohre), bezogen auf eine Entsorgungsmenge von 17.000 Jahrestonnen; ausgedrückt in Einwohnerdurchschnittswerten (EDW), bezogen auf den Einsatz in der MVA als Referenzsystem	66
Abb. 2-25	Ökologische Bewertung einer Verwertung von Kunststoffen aus privat gesammelten Gewerbeabfällen (Kabel), bezogen auf eine Entsorgungsmenge von 15.000 Jahrestonnen; ausgedrückt in Einwohnerdurchschnittswerten.....	67
Abb. 2-26	Ökologische Bewertung einer Verwertung von Kunststoffen aus privat gesammelten Gewerbeabfällen (E-Gehäuse), bezogen auf eine Entsorgungsmenge von 30.000 Jahrestonnen; ausgedrückt in Einwohnerdurchschnittswerten.....	69
Abb. 2-27	Ökologische Bewertung einer Verwertung von Kunststoffen aus Shredderbetrieben in Zementwerken, bezogen auf eine Entsorgungsmenge von 112.000 Jahrestonnen; ausgedrückt in Einwohnerdurchschnittswerten.....	78
Abb. 2-28	Ökologische Bewertung einer Verwertung von Kunststoffen aus Shredderbetrieben zu Methanol, bezogen auf eine Entsorgungsmenge von 112.000 Jahrestonnen; ausgedrückt in Einwohnerdurchschnittswerten.....	79
Abb. 2-29	Ökologische Bewertung einer Verwertung von Kunststoffen aus Shredderbetrieben in Hochöfen, bezogen auf eine Entsorgungsmenge von 112.000 Jahrestonnen; ausgedrückt in Einwohnerdurchschnittswerten.....	80
Abb. 2-30	Vergleichende Bewertung der Verwertung von Kunststoffen aus Shredderbetrieben, bezogen auf eine Entsorgungsmenge von 112.000 Jahrestonnen; ausgedrückt in Einwohnerdurchschnittswerten (EDW), bezogen auf den Einsatz in MVA als Referenzsystem.....	81
Abb. 2-31	Ökologische Bewertung einer werkstofflichen Verwertung von Kunststoffen aus Shredderbetrieben (Autositze), bezogen auf eine Entsorgungsmenge von 11.000 Jahrestonnen; ausgedrückt in Einwohnerdurchschnittswerten	89
Abb. 2-32	Ökologische Bewertung einer Verwertung von Kunststoffen aus Shredderbetrieben (Autositze) Zementwerken, bezogen auf eine Entsorgungsmenge von 11.000 Jahrestonnen; ausgedrückt in Einwohnerdurchschnittswerten.....	90
Abb. 2-33	Ökologische Bewertung einer werkstofflichen Verwertung von Kunststoffen aus Shredderbetrieben (Autositze) in Hochöfen, bezogen auf eine Entsorgungsmenge von 11.000 Jahrestonnen; ausgedrückt in Einwohnerdurchschnittswerten.....	91

Abb. 2-34 Vergleichende Bewertung der Verwertung von Kunststoffen aus
Shredderbetrieben (Autositze), bezogen auf eine Entsorgungsmenge von
11.000 Jahrestonnen; ausgedrückt in Einwohnerdurchschnittswerten
(EDW), bezogen auf den Einsatz in der MVA als Referenzsystem 92

Tabellenverzeichnis

Tab. 1-1	Untersuchungsbereiche und untersuchte Entsorgungssysteme.....	6
Tab. 2-1	In Ökobilanzen in der Regel zu berücksichtigende Wirkungskategorien	7
Tab. 2-2	Sektoralanalyse der Ergebnisse der unterschiedlichen Entsorgungsoptionen, bezogen auf den Durchsatz von 1000 kg Kunststoffabfall: Wirkungskategorie Treibhauseffekt	10
Tab. 2-3	Sektoralanalyse der Ergebnisse der unterschiedlichen Entsorgungsoptionen, bezogen auf den Durchsatz von 1000 kg Kunststoffabfall: Wirkungskategorie Eutrophierung aquatisch.....	11
Tab. 2-4	Sektoralanalyse der Ergebnisse der unterschiedlichen Entsorgungsoptionen, bezogen auf den Durchsatz von 1000 kg Kunststoffabfall: Wirkungskategorie Eutrophierung terrestrisch	12
Tab. 2-5	Sektoralanalyse der Ergebnisse der unterschiedlichen Entsorgungsoptionen, bezogen auf den Durchsatz von 1000 kg Kunststoffabfall: Wirkungskategorie Naturraumbeanspruchung	13
Tab. 2-6	Sektoralanalyse der Ergebnisse der unterschiedlichen Entsorgungsoptionen, bezogen auf den Durchsatz von 1000 kg Kunststoffabfall: Wirkungskategorie Sommersmogbildungspotenzial.....	15
Tab. 2-7	Sektoralanalyse der Ergebnisse der unterschiedlichen Entsorgungsoptionen, bezogen auf den Durchsatz von 1000 kg Kunststoffabfall: Wirkungskategorie Ressourcenbeanspruchung.....	16
Tab. 2-8	Sektoralanalyse der Ergebnisse der unterschiedlichen Entsorgungsoptionen, bezogen auf den Durchsatz von 1000 kg Kunststoffabfall: Wirkungskategorie Versauerungspotenzial	18
Tab. 2-9	Sektoralanalyse der Ergebnisse der unterschiedlichen Entsorgungsoptionen, bezogen auf den Durchsatz von 1000 kg Kunststoffabfall: Wirkungskategorie Treibhauseffekt	29
Tab. 2-10	Sektoralanalyse der Ergebnisse der unterschiedlichen Entsorgungsoptionen, bezogen auf den Durchsatz von 1000 kg Kunststoffabfall: Wirkungskategorie Eutrophierung aquatisch.....	30
Tab. 2-11	Sektoralanalyse der Ergebnisse der unterschiedlichen Entsorgungsoptionen, bezogen auf den Durchsatz von 1000 kg Kunststoffabfall: Wirkungskategorie Eutrophierung terrestrisch	31
Tab. 2-12	Sektoralanalyse der Ergebnisse der unterschiedlichen Entsorgungsoptionen, bezogen auf den Durchsatz von 1000 kg Kunststoffabfall: Wirkungskategorie Naturraumbeanspruchung	33
Tab. 2-13	Sektoralanalyse der Ergebnisse der unterschiedlichen Entsorgungsoptionen, bezogen auf den Durchsatz von 1000 kg Kunststoffabfall: Wirkungskategorie Sommersmogbildungspotenzial	34

Tab. 2-14	Sektoralanalyse der Ergebnisse der unterschiedlichen Entsorgungsoptionen, bezogen auf den Durchsatz von 1000 kg Kunststoffabfall: Wirkungskategorie Ressourcenbeanspruchung.....	35
Tab. 2-15	Sektoralanalyse der Ergebnisse der unterschiedlichen Entsorgungsoptionen, bezogen auf den Durchsatz von 1000 kg Kunststoffabfall: Wirkungskategorie Versauerungspotenzial	37
Tab. 2-16	Sektoralanalyse der Ergebnisse der Entsorgungsoption werkstoffliche Verwertung, bezogen auf den Durchsatz von 1000 kg Kunststoffabfall: Wirkungskategorie Treibhauseffekt.....	43
Tab. 2-17	Sektoralanalyse der Ergebnisse der Entsorgungsoption werkstoffliche Verwertung, bezogen auf den Durchsatz von 1000 kg Kunststoffabfall: Wirkungskategorie Eutrophierung aquatisch.....	44
Tab. 2-18	Sektoralanalyse der Ergebnisse der Entsorgungsoption werkstoffliche Verwertung, bezogen auf den Durchsatz von 1000 kg Kunststoffabfall: Wirkungskategorie Eutrophierung terrestrisch	45
Tab. 2-19	Sektoralanalyse der Ergebnisse der Entsorgungsoption werkstoffliche Verwertung, bezogen auf den Durchsatz von 1000 kg Kunststoffabfall: Wirkungskategorie Naturraumbeanspruchung.....	46
Tab. 2-20	Sektoralanalyse der Ergebnisse der Entsorgungsoption werkstoffliche Verwertung, bezogen auf den Durchsatz von 1000 kg Kunststoffabfall: Wirkungskategorie Sommersmogpotenzial	47
Tab. 2-21	Sektoralanalyse der Ergebnisse der Entsorgungsoption werkstoffliche Verwertung, bezogen auf den Durchsatz von 1000 kg Kunststoffabfall: Wirkungskategorie Ressourcenbeanspruchung.....	48
Tab. 2-22	Sektoralanalyse der Ergebnisse der Entsorgungsoption werkstoffliche Verwertung, bezogen auf den Durchsatz von 1000 kg Kunststoffabfall: Wirkungskategorie Versauerungspotential.....	49
Tab. 2-23	Sektoralanalyse der Ergebnisse der unterschiedlichen Entsorgungsoptionen, bezogen auf den Durchsatz von 1000 kg Kunststoffabfall: Wirkungskategorie Treibhauseffekt	55
Tab. 2-24	Sektoralanalyse der Ergebnisse der unterschiedlichen Entsorgungsoptionen, bezogen auf den Durchsatz von 1000 kg Kunststoffabfall: Wirkungskategorie Eutrophierung aquatisch.....	56
Tab. 2-25	Sektoralanalyse der Ergebnisse der unterschiedlichen Entsorgungsoptionen, bezogen auf den Durchsatz von 1000 kg Kunststoffabfall: Wirkungskategorie Eutrophierung terrestrisch	57
Tab. 2-26	Sektoralanalyse der Ergebnisse der unterschiedlichen Entsorgungsoptionen, bezogen auf den Durchsatz von 1000 kg Kunststoffabfall: Wirkungskategorie Naturraumbeanspruchung	58
Tab. 2-27	Sektoralanalyse der Ergebnisse der unterschiedlichen Entsorgungsoptionen, bezogen auf den Durchsatz von 1000 kg Kunststoffabfall: Wirkungskategorie Sommersmogpotenzial	59

Tab. 2-28	Sektoralanalyse der Ergebnisse der unterschiedlichen Entsorgungsoptionen, bezogen auf den Durchsatz von 1000 kg Kunststoffabfall: Wirkungskategorie Ressourcenbeanspruchung.....	61
Tab. 2-29	Sektoralanalyse der Ergebnisse der unterschiedlichen Entsorgungsoptionen, bezogen auf den Durchsatz von 1000 kg Kunststoffabfall: Wirkungskategorie Versauerungspotenzial	62
Tab. 2-30	Sektoralanalyse der Ergebnisse der unterschiedlichen Entsorgungsoptionen, bezogen auf den Durchsatz von 1000 kg Kunststoffabfall: Wirkungskategorie Treibhauseffekt	70
Tab. 2-31	Sektoralanalyse der Ergebnisse der unterschiedlichen Entsorgungsoptionen, bezogen auf den Durchsatz von 1000 kg Kunststoffabfall: Wirkungskategorie Eutrophierung aquatisch.....	71
Tab. 2-32	Sektoralanalyse der Ergebnisse der unterschiedlichen Entsorgungsoptionen, bezogen auf den Durchsatz von 1000 kg Kunststoffabfall: Wirkungskategorie Eutrophierung terrestrisch	72
Tab. 2-33	Sektoralanalyse der Ergebnisse der unterschiedlichen Entsorgungsoptionen, bezogen auf den Durchsatz von 1000 kg Kunststoffabfall: Wirkungskategorie Naturraumbeanspruchung	74
Tab. 2-34	Sektoralanalyse der Ergebnisse der unterschiedlichen Entsorgungsoptionen, bezogen auf den Durchsatz von 1000 kg Kunststoffabfall: Wirkungskategorie Sommersmogpotenzial	75
Tab. 2-35	Sektoralanalyse der Ergebnisse der unterschiedlichen Entsorgungsoptionen, bezogen auf den Durchsatz von 1000 kg Kunststoffabfall: Wirkungskategorie Ressourcenbeanspruchung.....	76
Tab. 2-36	Sektoralanalyse der Ergebnisse der unterschiedlichen Entsorgungsoptionen, bezogen auf den Durchsatz von 1000 kg Kunststoffabfall: Wirkungskategorie Versauerungspotenzial	77
Tab. 2-37	Sektoralanalyse der Ergebnisse der unterschiedlichen Entsorgungsoptionen, bezogen auf den Durchsatz von 1000 kg Kunststoffabfall: Wirkungskategorie Treibhauseffekt	82
Tab. 2-38	Sektoralanalyse der Ergebnisse der unterschiedlichen Entsorgungsoptionen, bezogen auf den Durchsatz von 1000 kg Kunststoffabfall: Wirkungskategorie Eutrophierung aquatisch.....	83
Tab. 2-39	Sektoralanalyse der Ergebnisse der unterschiedlichen Entsorgungsoptionen, bezogen auf den Durchsatz von 1000 kg Kunststoffabfall: Wirkungskategorie Eutrophierung terrestrisch	84
Tab. 2-40	Sektoralanalyse der Ergebnisse der unterschiedlichen Entsorgungsoptionen, bezogen auf den Durchsatz von 1000 kg Kunststoffabfall: Wirkungskategorie Naturraumbeanspruchung	85
Tab. 2-41	Sektoralanalyse der Ergebnisse der unterschiedlichen Entsorgungsoptionen, bezogen auf den Durchsatz von 1000 kg Kunststoffabfall: Wirkungskategorie Sommersmogpotenzial	86

Tab. 2-42	Sektoralanalyse der Ergebnisse der unterschiedlichen Entsorgungsoptionen, bezogen auf den Durchsatz von 1000 kg Kunststoffabfall: Wirkungskategorie Beanspruchung fossiler Ressourcen.....	87
Tab. 2-43	Sektoralanalyse der Ergebnisse der unterschiedlichen Entsorgungsoptionen, bezogen auf den Durchsatz von 1000 kg Kunststoffabfall: Wirkungskategorie Versauerungspotenzial	88

1 Auswertung

Im Auftrag des Umweltbundesamtes übernahm das ifeu-Institut Heidelberg die Aufgabe, die Ergebnisse der Ökobilanz „Verwertung von Kunststoffen aus Gewerbe und Privathaushalten“ (FKZ: 200 33 327/02) auszuwerten. Das ifeu-Institut Heidelberg war deshalb an allen anderen Schritten der Untersuchung bzw. des Forschungsprojektes wie Festlegung der Systemgrenzen und Ausgestaltung der Abfallentsorgungssysteme für die diskutierten Kunststoffe nicht beteiligt.

1.1 Ziel und Rahmen der Auswertung

Im Rahmen des Forschungsvorhabens „Verwertung von Kunststoffen aus Gewerbe und Privathaushalten“ wurde der Teilbericht „Ökologische Betrachtung von potenziellen Verwertungswegen für Kunststoffabfälle aus Gewerbe und Privathaushalten außerhalb des DSD“ dem Umweltbundesamt übergeben. Darin wurden mit der Methode der Ökobilanz verschiedene Entsorgungsszenarien berechnet. Der genannte Bericht endet mit der Darstellung der damit verbundenen Sachbilanzen und Wirkungsabschätzungen.

Mit vorliegender Arbeit erfolgt eine Auswertung der vorliegenden Sachbilanzen und Wirkungsabschätzungen gemäß der UBA-Methode „Bewertung in Ökobilanzen“ (UBA-Texte 92/99). Entsprechend der UBA-Bewertungsmethoden werden die Szenarien ausgewertet, wobei der spezifische Beitrag in Beziehung zu ökologischer Gefährdung und Abstand zum Umweltziel zu bewerten ist. In einer sinnvollen Reihenfolge, die sich am Bericht der vorgelagerten Ökobilanzschritte orientiert, werden die Ergebnisse unter der Berücksichtigung der eben genannten Bausteine verbal argumentativ bewertet.

Aus der verbal-argumentativen Bewertung werden schließlich Empfehlungen abgeleitet, die Aussagen über die vorzuziehende Entsorgungsvariante erlauben. Unterschieden werden die Aussagen hinsichtlich:

- Kunststoffabfälle im Haushaltsrestmüll
- Kunststoffabfälle in hausmüllähnlichen Gewerbeabfällen
- Kunststoffabfälle im Haushalts-Sperrmüll
- Kunststoffabfälle in privat entsorgten Gewerbeabfällen
- Kunststoffabfälle aus Shredderbetrieben

1.2 Methodische Anforderungen

Der in ISO 14043 vorgegebene methodische Rahmen, die hierin enthaltenen Bestandteile und ihre Beziehungen zu anderen Elementen der Ökobilanz sind in Abbildung 1 dargestellt.

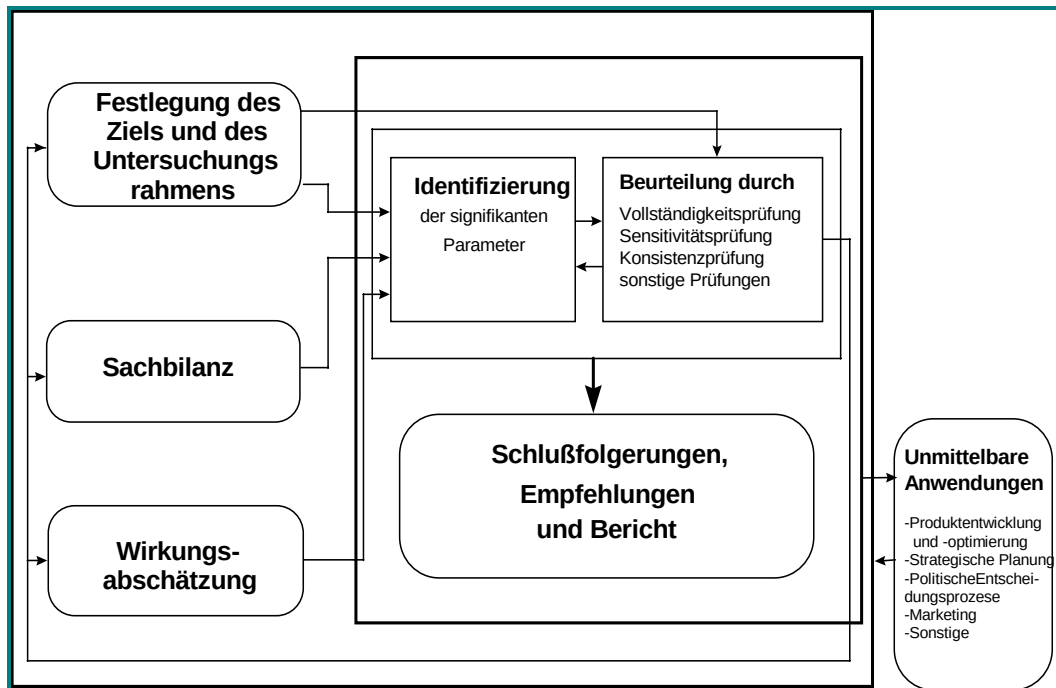


Abb. 1-1 Beziehung der Bestandteile in der Auswertungsphase zu anderen Phasen der Ökobilanz (aus ISO 14043)

Danach sind im Rahmen der Auswertung prinzipiell die folgenden Arbeitsschritte durchzuführen:

1. Identifizierung der signifikanten Parameter
 - Identifizierung und Strukturierung von Informationen
 - Bestimmung der signifikanten Parameter
2. Beurteilung durch
 - Vollständigkeitsprüfung (Sicherstellung, dass keine relevanten Informationen vernachlässigt wurden)
 - Sensitivitätsprüfung (Einschätzung der Zuverlässigkeit der Ergebnisse aufgrund ihrer Sensitivität auf Datenunsicherheit und methodischer Festlegungen)
 - Konsistenzprüfung (Prüfung auf einheitliche methodische Behandlung aller untersuchten Systeme)
3. Schlussfolgerungen, Empfehlungen, Bericht
 - Schlussfolgerungen auf Grundlage der signifikanten Parameter und der Beurteilung der Übereinstimmung mit Ziel und Rahmen der Untersuchung
 - Empfehlungen an den Entscheidungsträger auf Grundlage der getroffenen Schlussfolgerungen
 - Bericht gemäß den Vorgaben der ISO 14040 (Kap.6)

Formatiert: Einzug: Links: 52,9 pt, Aufgezählt + Ebene: 1 + Ausgerichtet an: 18 pt + Tabstopp nach: 36 pt + Einzug bei: 36 pt, Tabstopps: Nicht an 36 pt

Formatiert: Einzug: Links: 52,9 pt, Aufgezählt + Ebene: 1 + Ausgerichtet an: 18 pt + Tabstopp nach: 36 pt + Einzug bei: 36 pt

Formatiert: Einzug: Links: 52,9 pt, Aufgezählt + Ebene: 1 + Ausgerichtet an: 18 pt + Tabstopp nach: 36 pt + Einzug bei: 36 pt, Tabstopps: Nicht an 36 pt

Formatiert: Einzug: Links: 52,9 pt, Aufgezählt + Ebene: 1 + Ausgerichtet an: 18 pt + Tabstopp nach: 36 pt + Einzug bei: 36 pt

Die Anforderungen der ISO 14043 wird in dieser Auswertung wie folgt Rechnung getragen:

1. Identifizierung signifikanter Parameter:

Ausgangspunkt ist die strukturierte Dokumentation der in die Auswertung einfließenden Ergebnisse aus Sachbilanz und Wirkungsabschätzung aus dem bericht der Ökobilanz selbst. Aufgrund der Vielzahl der Einzelergebnisse kann diese Dokumentation nicht in Papierform erfolgen. Alle Ergebnisse aus Sachbilanz und Wirkungsabschätzung sind als Dateien beim Umweltbundesamt verfügbar.

Die Bestimmung der signifikanten Parameter erfolgt in der Auswertung in mehrerlei Hinsicht. Einerseits wird bei der Hierarchisierung von Wirkungskategorien, die im Rahmen der Rangbildung erfolgt, Indikatorenergebnisse mit höheren und solche mit geringer Signifikanz ermittelt. Andererseits werden im Rahmen der Sektoralanalyse innerhalb der unterschiedlichen Entsorgungs- bzw. Verwertungswege Bereiche identifiziert, die in signifikanten Maße zum Gesamtergebnis beitragen. Die Ergebnisse der Sektoralanalysen sind in Kapitel 2 tabellarisch dargestellt.

2. Beurteilung

Die Beurteilung der Vollständigkeit, Konsistenz und Symmetrie der in den verschiedenen Szenarien eingeflossenen Daten erfolgt in der Ökobilanz. Dargelegt wird die Datengrundlage verbunden mit einer kritischen Würdigung der Datengrundlagen. Für die

in einer Dominanzanalyse erkannten maßgeblichen Parameter wurden im Rahmen der Ökobilanz dann Sensitivitätsbetrachtungen durchgeführt, wenn die getroffenen Festlegungen zu den Parametern mit Unsicherheiten behaftet sind bzw. andere Festlegungen mit der gleichen Berechtigung getroffen werden können. Die Sensitivitätsbetrachtungen wurden nur am Beispiel einer Kunststofffraktion (KS gesamt aus Resthausmüll) durchgeführt.

Ein Resultat dieser Untersuchungen im Rahmen der Ökobilanz war, dass die aufgezeigten Ergebnisse der Bilanzierung und vergleichenden Bewertung immer nur als Orientierungswerte für eine Größenordnung oder eine Tendenz zu verstehen sind. Dies gilt insbesondere dann, wenn für einige Anfallorte von Kunststoffen keine eigenen Bilanzen durchgeführt wurden, sondern eine Übertragung der berechneten Ergebnissen aus anderen Anfallorten erfolgte.

3. Schlussfolgerungen, Empfehlungen, Bericht

Die vorliegende Auswertung der Ökobilanz mündet in einer zusammenfassenden Schlussfolgerung. Diese enthalten gemäß der Zieldefinition Aussagen zu den Vor- und Nachteilen der verglichenen Entsorgungssysteme sowie eine gemäß der Methode des UBA die untersuchten Wirkungsindikatoren und Sachbilanz-Ergebnisse zusammenfassende Aussage. Ausgehend von den Schlussfolgerungen wird versucht, Empfehlungen an die beteiligten Akteure, insbesondere die umweltpolitischen Entscheidungsträger, abzuleiten, soweit dies möglich erscheint. Der Abschlussbericht befolgt die Vorgaben der ISO 14040 in Kapitel 6.

1.3 Bezug auf Ziel und Rahmen dieser Ökobilanz

Ziel und Rahmen dieser Ökobilanz wurden zu Beginn der Untersuchung festgelegt und sind in den Kapiteln 2 und 3 der Ökobilanz erläutert. Hintergrund der Studie ökologische Betrachtung von potentiellen Verwertungswegen für Kunststoffabfälle aus Gewerbe und Privathaushalten außerhalb des DSD ist die abfallwirtschaftliche Situation des Jahres 1999, nach der Kunststoffe aus dem Endverbraucherbereich nur in geringem Umfang verwertet und zum überwiegenden Anteil beseitigt wurden. Diese aus Umweltsicht unbefriedigende Situation hat das Umweltbundesamt bewogen, gemeinsam mit dem Verband der Kunststoffherstellende Industrie (VKE) ein Forschungsvorhaben zur Verwertung von Kunststoffabfällen aus Gewerbe und Privathaushalten zu vergeben. Die Untersuchung ist in 5 Teilvorhaben gegliedert, eines davon die Ökobilanz zum Vergleich verschiedener Verwertungsalternativen.

Ziel des Teilvorhabens Ökobilanz ist es, die in anderen Teilstudien des Gesamtvorhabens identifizierten und herausgearbeiteten Szenarien aus dem Bereich der privaten und gewerblichen Endverbraucher aus Umweltsicht zu bilanzieren und die jeweils günstigste Art der Entsorgung zu bestimmen. Betrachtet wurde die Verwertung von Kunststoffen

- aus privaten Haushalten im Bereich Restmüll und Sperrmüll sowie

- in gewerblichen Produktionsbereichen von Bau, Altkraftfahrzeuge, Elektrotechnik/Elektronik sowie Garten-, Land- und Forstwirtschaft.

Ausgeklammert ist der Bereich der Haushaltsverpackungen, die über DSD erfasst und einer Verwertung zugeführt werden.

Die Festlegung der in die Ökobilanz einzubeziehenden Kunststoffabfallströme und Entsorgungsoptionen erfolgte im Wesentlichen in den Teilvorhaben 1 und 2 der Studie nach den Aspekten Relevanz, Qualität der Abfallströme und Vermarktungssituation für Produkte aus der Verwertung. Ausgehend von dieser Zielsetzung und Aufgabenstellung wurden getrennt nach den einzelnen Orten, an denen Kunststoffabfälle zur Beseitigung anfallen, für die verschiedenen Kunststoff-Abfallfraktionen verschiedene Verwertungsszenarien bilanziert und bewertet.

Ansätze einer werkstofflichen Verwertung (Substitution primärer Kunststoffe), einer rohstofflichen Verwertung (Einsatz im Hochofen und Einsatz zur Methanolerzeugung) sowie einer energetischen Verwertung (Zementofen) wurden einer Beseitigung bzw. energetischen Verwertung in Müllverbrennungsanlagen gegenübergestellt.

Mit dem Ziel, Schwerpunkte im Sinn der Fragestellung zu setzen und die Anzahl der zu betrachtenden Szenarien zu reduzieren, wurden bestimmte Entsorgungswege ausgewählt. Dies geschah unter den Gesichtspunkten Datenverfügbarkeit, Relevanz der Verfahren sowie die voraussichtliche Übertragbarkeit von berechneten Ergebnissen auf andere Fraktionen oder Anfallorte. So wurden die Ergebnisse für eine rohstoffliche und energetische Verwertung konkret für die Verwertung der gemischten Kunststoffabfälle aus Haushaltsrestmüll konkret berechnet und dann auf die entsprechende Fraktion aus Sperrmüll und hausmüllähnlichem Gewerbeabfall übertragen. es wird hier davon ausgegangen, dass die Elementar-Zusammensetzung dieser Fraktionen im Rahmen der Untersuchung als vergleichbar angesehen werden kann.

Nach Aussagen der Ökobilanz unterliegt die ökologische Untersuchung daher von vornherein der Einschränkung, dass mit ihr durchschnittliche Tendenzen aufgezeigt werden können, die im Einzelfall nicht zwangsläufig gelten müssen. So liefern die Betrachtungen der Fraktion KS, gesamt immer ein Querschnittsbild. Dieses beinhaltet je nach Verwertungsszenario entweder eine völlige Gleichbehandlung aller KS-Abfälle dieser Fraktion in den energetischen oder rohstofflichen Verfahren (obwohl für speziell herausgegriffene Anteile andere Wege denkbar sind) oder eine Überlagerung von produkt- und materialspezifischen Lösungen zur werkstofflichen Verwertung mit der Entsorgung der restlichen Kunststoffe über die MVA, obwohl die restlichen Kunststoffe ggf. auch über andere Verfahren entsorgt werden könnten.

Für die werkstoffliche Verwertung wurden aus Gründen der Verfahrensvielfalt und der Datenverfügbarkeit ausgewählte Einzelverfahren bzw. Einzelanwendungen betrachtet. Es wurde davon ausgegangen, dass 1 kg Rezyklat 1 kg Neukunststoff ersetzen kann

(Substitutionsfaktor $S=1$ bzw. S nahe 1). Bei der Beurteilung der Ergebnisse wird zu berücksichtigen sein, dass die Annahme nicht in jedem Fall realisierbar ist.

Der Vergleich der ökologischen Wirkungspotenziale erfolgt im Rahmen dieser Auswertung. Neben dem Vergleich einzelner Wirkungskategorien getrennt voneinander (gemäß ISO 14042, Kap. 9) werden die Einzelergebnisse bei der Auswertung auch zusammengefasst, um zu Schlussfolgerungen und Empfehlungen zu gelangen¹. Bei der Herleitung dieser Schlussfolgerungen wird die Methode des Umweltbundesamtes [UBA 1999] angewendet.

Tab. 1-1 Untersuchungsbereiche und untersuchte Entsorgungssysteme

Anfallort	derzeit besei- tigt (kt)	Fraktion	Verwertungs- bzw. Entsorgungsverfahren				
			werkstoff- lich	SVZ	Hochofen	Zement- ofen	MVA
Restmüll Haushalte	595	KS insgesamt					
hausmüllähnliche Gewerbeabfälle	185	KS insgesamt					
Sperrmüll Haushalte	130	KS insgesamt					
davon	4,5	Rohre					
	30	Matratzen und Polster					
Gewerbeabfälle über private Ent- sorger	402	KS insgesamt					
davon	17	Rohre					
	35	Agrarfolien					
	5	Baufolien					
	15	Kabel					
	30	E&E- Gehäuse, nicht bromiert					
Shredderbetriebe	112	KS insgesamt					
davon	11	Autositze (PUR)					
Wertstoffsammlung E&E-Gehäuse der öRE	55	KS insgesamt					
Auswahl explizit berechneter Bilanzen							
Auswahl näherungsweise übertragbar							
nicht betrachtet							

Bei den bilanzierten und bewerteten Szenarien ist zu beachten, dass meist nur Anteile der insgesamt zur Entsorgung anfallenden Kunststoffabfälle jeweils zu den einzelnen

¹ Siehe hierzu ISO 14040, Kap. 5.4

Verwertungssystemen gelangen und sämtliche spezifikations- und verfahrensbedingte „Verluste“ aus der Aufbereitungskette ausgeschleust wurden und einer Beseitigung in einer MVA zugeordnet wurden. Die Ausbeuten können innerhalb einer Abfallfraktion sich sehr unter den einzelnen Verwertungsansätzen unterscheiden.

2 Auswertung der Ergebnisse

Im Rahmen einer Ökobilanz werden die Ergebnisse der Sachbilanz verschiedenen Wirkungskategorien zugeordnet. Die Wirkungskategorien sind in Tabelle 2-1 aufgeführt, ergänzt um Angaben zur ökologischen Bedeutung, die sich aus ökologischer Gefährdung und „distance to target“ ergibt. Die Diskussion der potentiellen Gesundheitsgefährdung und der potentiellen ökotoxischen Wirkungen wurden nicht in die Auswertung übernommen.

Tab. 2-1 In Ökobilanzen in der Regel zu berücksichtigende Wirkungskategorien

- | |
|---|
| <ul style="list-style-type: none">• Photochemische Oxidantienbildung• Aquatische Eutrophierung• Terrestrische Eutrophierung• Versauerung• Treibhauseffekt• Gesundheitsschäden und gesundheitliche Beeinträchtigung des Menschen• Schädigung und Beeinträchtigung von Ökosystemen• Ressourcenbeanspruchung• Naturraumbeanspruchung |
|---|

In den folgenden Abschnitten werden die Untersuchungsergebnisse aus den Sachbilanzen und Wirkungsabschätzungen auf der Grundlage der zuvor festgelegten Ziele und Rahmen ausgewertet. Diese Auswertung erfolgt getrennt nach den einzelnen Kunststoffabfällen und damit Untersuchungsbereichen (siehe Kap. 1.3). Die Auswertung ist für jeden Untersuchungsbereich in vier Teilschritte gegliedert:

1. Dokumentation und Diskussion der Ergebnisse aus Sachbilanz und Wirkungsabschätzung

Die Dokumentation der Ergebnisse erfolgt einzeln für jeden Untersuchungsbereich, wobei die aggregierten Ergebnisse der Wirkungsabschätzung (sogenannte Wirkungsindikatoren) getrennt voneinander dargestellt und diskutiert werden. Ein wesentlicher Bestandteil der Ergebnisdiskussion ist in der Sektoranalyse zu sehen, in der Lebenswegabschnitte nach ihren Beiträgen zu den Ergebnissen analysiert werden. Die entsprechenden Ergebnisse werden jeweils in Tabellen dokumentiert.

2. Zusammenführung der Wirkungsindikatorergebnisse und der nicht aggregierten Ergebnisse der Sachbilanz

In diesem Arbeitsschritt werden die untersuchten Entsorgungssysteme gemäß der Zieldefinition bezüglich ihrer ökologischen Wirkungspotenziale miteinander verglichen. Dabei wird für jeden Untersuchungsbereich die Müllverbrennung als Referenzsystem festgelegt, dessen Ergebnisse denen der untersuchten Entsorgungssysteme jeweils Indikator für Indikator gegenübergestellt wird. Als Referenzsystem wird jeweils die thermische Abfallbehandlung über eine konventionelle Müllverbrennungsanlage gewählt, um die spezifischen Vorteile einer getrennten Erfassung und Verwertung von der bisherigen Praxis der Beseitigung abgrenzen zu können.

3. Vergleiche über die Entsorgungsoptionen

Die für die Wirkungsanalyse dargestellten Vergleiche werden gemäß der Methode des Umweltbundesamtes [UBA 1999] gegeneinander abgewogen. Hierzu werden zunächst die Hierarchisierung der einzelnen Wirkungsindikatoren nach ihrem spezifischen Beitrag, ihrer ökologischen Gefährdung und ihrem distance to target vorgenommen.

Die Bewertungskriterien ökologische Gefährdung und distance to target folgen dem Hierarchisierungsvorschlag des Umweltbundesamtes, Anhang 2. Sie sind für bestimmte Wirkungskategorien bei allen Systemvergleichen identisch. Dagegen ist der spezifische Beitrag von der Höhe des jeweiligen Indikatorergebnisses abhängig und kann somit von Systemvergleich zu Systemvergleich variieren. Die ökologische Priorität setzt sich aus den drei genannten Bewertungskriterien zusammen; auch sie kann folglich von Systemvergleich zu Systemvergleich unterschiedlich ausfallen.

Die Darstellung erfolgt, abweichend vom üblichen Vorgehen, in Form von Diagrammen, die bezogen auf die Entsorgung einer Referenztonne die spezifischen Stärken und Schwächen der Verwertungsoptionen im Bezug auf das Re-

ferenzsystem Entsorgung über eine Müllverbrennungsanlage quantitativ dargestellt werden.

Aussagen zur Normierung und der Darstellung in Einwohnerdurchschnittswerten können in der Ökobilanz selbst auf S. 54 entnommen werden.

Für jeden Wirkungsindikator sind Angaben zur relativen Bedeutung gemacht, als Zusammenführung der Einschätzung zum distance to target und der ökologischen Gefährdung.

Die Angabe (A) bedeutet eine sehr große ökologische Bedeutung,

die Angabe (B) eine große ökologische Bedeutung,

die Angabe (C) eine mittlere ökologische Bedeutung,

die Angabe (D) eine geringe ökologische Bedeutung.

4. Ableitung von Schlussfolgerungen aufgrund der in den oben genannten Bearbeitungsschritten gewonnen Erkenntnisse

2.1 Ergebnisse für Kunststoffe aus Haushaltsrestmüll

2.1.1 Ergebnisse für die einzelnen Wirkungskategorien

Wirkungskategorie Treibhauseffekt (A)

Dem Treibhauseffekt kommt eine sehr große ökologische Bedeutung zu, abgeleitet aus der sehr großen Bedeutung hinsichtlich der ökologischen Gefährdung (A) und dem sehr großen Abstand zum festgelegten Schutzziel (A).

Vergleicht man die Ergebnisse über die einzelnen Verwertungsoptionen hinweg, so zeigen sich für alle unterschiedlich deutliche Vorteile gegenüber einem Verbleib in der Restmülltonne und einer Behandlung in einer Müllverbrennungsanlage als Referenzsystem. Die Vorteile überwiegen dabei vor allem bei der Option des Einsatzes im Zementwerk. Die Differenz beträgt 16.000 EDW gegenüber der werkstofflichen Verwertung als nächst beste Option. Während das Ergebnis für eine Erzeugung von Methanol sich kaum von dem Referenzszenario thermische Restmüllbehandlung unterscheidet, liegt das Ergebnis für die Option Einsatz im Hochofen im Bereich der werkstofflichen Verwertung.

Bei dieser Gegenüberstellung zu beachten ist, dass die Ausbeuten der rohstofflichen und energetischen Verwertungsansätze deutlich höher liegen. Analoge Ausbeuten unterstellt, dürften die relativen Vorteile des Einsatzes im Zementwerk gegenüber einer werkstofflichen Verwertung schwinden bzw. aufgehoben werden.

Tab. 2-2 Sektoralanalyse der Ergebnisse der unterschiedlichen Entsorgungsoptionen, bezogen auf den Durchsatz von 1000 kg Kunststoffabfall: Wirkungskategorie Treibhauseffekt

in kg CO ₂ -Äq.	werkstofflich	Zementofen	MVA	SVZ	Hochofen
Sortierung, Aufbereitung, Granulatherstellung, MVA	1.620	1.100	2.640	2.130	1.100
Energiebereitstellung	410	1.780 ^{a)}	60	180	140
Dampf				1.240	
Transporte inkl. Treibstoff	40	100	40	110	100
Summe Entsorgungssystem	2.070	2.980	2.740	3.670	1.340
Strom	290	200	480	900	200
Dampf	660	440	1.100		440
Kunststoffe	820				
Ofenwärme		2.460			
Methanol				1.690	
Schweröl					200
Summe Substitution	1.770	3.100	1.550	2.590	840
Effekt	300	- 120	1.190	1.080	490

a) inkl. Zementofenfeuerung

Nur bei einem Einsatz der Kunststoffe im Zementwerk übertreffen die Substitutionserfolge, wenn auch nur leicht, die mit der Entsorgung selbst verbundenen Umweltwirkungen. Entscheidend sind hierfür die Substitutionserfolge des Anteils der Kunststoffe, die nach Sortierung tatsächlich einer Verwertung zugeführt werden (59%) und nicht zur Beseitigung verbleiben.

Das Ergebnis für den Einsatz über eine Sortierung abgetrennter Kunststoffe (65%) wäre analog, wenn das Verwertungssystem SVZ nicht mit einer Dampferzeugung belastet würde. Dieser Aspekt wurde in der Ökobilanz mit einer Sensitivitätsanalyse berücksichtigt. Bilanzierungsgrundlage ist hier die Annahme/Randbedingung, dass bei der Erzeugung von Methanol eine größere Menge Dampf als Nebenprodukt frei wird als bei der Erzeugung über Kunststoffabfälle im Werk Schwarze Pumpe (SVZ). 30% der im Verwertungssystem selbst anfallenden Treibhauswirkungen lassen sich auf die Erzeugung von Dampf zurückführen.

Wirkungskategorie Aquatische Eutrophierung (C)

Das Kriterium aquatische Eutrophierung besitzt mittlere ökologische Bedeutung, abgeleitet aus einer zwar eher großen Bedeutung hinsichtlich ihres ökologischen Gefähr-

dungspotenzials in Verbindung mit einer eher mittleren Bedeutung hinsichtlich dem bestehenden Abstand zum Schutzziel, d.h. der tatsächlichen Belastungssituation.

Vergleicht man die Ergebnisse über die einzelnen Verwertungsoptionen hinweg, zeigt sich, dass dieses Kriterium kaum zur Ausdifferenzierung beiträgt. Unter diesem Gesichtspunkt hat allein der werkstoffliche Ansatz netto signifikantere Entlastungseffekte zu verzeichnen, bzw. damit auch leichte Vorteile gegenüber der Option Müllverbrennungsanlage. Unter den Verwertungssystemen ist nur die Methanolherstellung nicht abwasserfrei. Die direkten negativen Umweltwirkungen übersteigen deutlich den mit der Verwertung erzielbaren Substitutionserfolg. Die Methanolherstellung aus Primärrohstoffen ist nicht mit entsprechenden Belastungen von Oberflächengewässern belegt.

Tab. 2-3 Sektoralanalyse der Ergebnisse der unterschiedlichen Entsorgungsoptionen, bezogen auf den Durchsatz von 1000 kg Kunststoffabfall: Wirkungskategorie Eutrophierung aquatisch

in Mol PO ₄	werkstofflich	Zementofen	MVA	SVZ	Hochofen
Sortierung, Aufbereitung, Granulatherstellung, MVA	0	0	0	0,06	0
Energiebereitstellung	0	0 ^{a)}	0	0	0
Dampf				0	
Transporte inkl. Treibstoff	0	0	0	0	0
Summe Entsorgungssystem	0	0	0	0,6	0
Strom	0	0	0,01	0,01	0
Dampf	0	0	0		0
Kunststoffe	0,06				
Ofenwärme		0			
Methanol				0	
Schweröl					0
Summe Substitution	0,06	0	0,01	0,01	0
Effekt	- 0,06	0	- 0,01	0,05	0

a) inkl. Zementofenfeuerung

Wirkungskategorie Terrestrische Eutrophierung (B)

Die Wirkungskategorie terrestrische Eutrophierung besitzt eine große ökologische Bedeutung, abgeleitet aus einer großen Bedeutung hinsichtlich ihres ökologischen Ge-

fährdungspotenzials als auch hinsichtlich ihres Abstandes zum Schutzziel, d.h. der tatsächlichen Belastungssituation.

Auch unter dieser Wirkungskategorie weist allein die werkstoffliche Verwertung gegenüber der Referenzoption Verbleib in der Restmülltonne und Behandlung in einer Müllverbrennungsanlage signifikante Vorteile auf. Für alle anderen Optionen lassen sich weder entsprechende Vorteile noch Nachteile erkennen.

Im Gegensatz zur Umweltwirkung Eutrophierung aquatisch haben die rechnerischen Substitutionserfolge netto jedoch einen höheren Stellenwert. Bezogen auf die Gesamtmenge von 595.000 Jahrestonnen ist die Option der werkstofflichen Verwertung mit Entlastungseffekten von 40.000 EDW verbunden.

Tab. 2-4 Sektoralanalyse der Ergebnisse der unterschiedlichen Entsorgungsoptionen, bezogen auf den Durchsatz von 1000 kg Kunststoffabfall: Wirkungskategorie Eutrophierung terrestrisch

in Mol PO ₄	werkstofflich	Zementofen	MVA	SVZ	Hochofen
Sortierung, Aufbereitung, Granulatherstellung, MVA	1,60	1,00	2,60	1,70	1,10
Energiebereitstellung	0,50	2,00 ^{a)}	0,10	0,20	0,20
Dampf				1,40	
Transporte inkl. Treibstoff	0,50	1,40	0,60	1,50	1,40
Summe Entsorgungssystem	2,60	4,50	3,20	4,80	2,60
Strom	0,30	0,20	0,60	1,10	0,20
Dampf	0,80	0,50	1,20		0,50
Kunststoffe	5,10				
Ofenwärme		2,00			
Methanol				1,70	
Schweröl					0,40
Summe Substitution	6,20	2,80	1,80	2,80	1,10
Effekt	- 3,60	1,70	1,40	2,00	1,50

a) inkl. Zementofenfeuerung

Bei allen diskutierten Verwertungsoptionen treten dabei selbst direkte negative Umweltauswirkungen auf. Die Verwertung zur Methanolherstellung sowie die Verwertung im Zementofen weisen dabei die höchsten Umweltlasten auf, die Lasten für die werkstoffliche Verwertung sowie den Einsatz im Hochofen sind dabei vergleichsweise am besten. Dieses Ergebnis wird im Falle SVZ wieder deutlich durch die Annahme beeinflusst, nach der mit der Methanolherstellung auch eine Mehrproduktion von Dampf ver-

bunden sein muss (Anteil 30% an den direkten Umweltwirkungen). Zudem spielen Transporte eine gewichtige Rolle, hier bei den energetischen und rohstofflichen Optionen. Verbunden mit hohen Transportentfernungen (400 km und damit Faktor 2 bis 5 höher als bei Referenzsystem MVA und werkstofflicher Verwertung) und schlechten Auslastungsgraden der Fahrzeuge (Ansatz etwa 30% bezogen auf Gewicht): Sowohl Auslastungsgrade als auch Transportentfernungen sind im Einzelfall zu hinterfragen. So lassen sich aus dem Bereich der Kunststoffe aus Verpackungen um Faktor 2 höhere Zuladungen verfolgen, gerade bei Zementwerken dürften im Vergleich zu Hochöfen und Schwarze Pumpe die Transportentfernungen günstiger liegen, da derartige Verwertungsanlagen eher gleich verteilt in der Bundesrepublik vorhanden sind.

Wirkungskategorie Naturraumbeanspruchung (A)

Die Wirkungskategorie Naturraumbeanspruchung ist von sehr hoher Bedeutung, abgeleitet aus einer ebenso großen Bedeutung hinsichtlich des ökologischen Gefährdungspotenzials sowie des derzeit bestehenden Abstands vom Schutzziel, d.h. der bestehenden Belastungssituation. Zur Bewertung der Naturraumbeanspruchung lassen sich in dieser Untersuchung nur indirekte Wirkungen heranziehen, nämlich die mit der Verwertung verbundene Mengen an Abfällen, differenziert nach Siedlungs- und Sonderabfällen. Beanspruchungen über die industriellen Prozesse selbst, durch Transporte aber auch verursacht durch den Rohstoffbedarf lassen sich nicht erheben und damit bewerten. Die Aussagekraft der Ergebnisse bezogen auf diese Wirkungskategorie ist daher sehr eingeschränkt.

Tab. 2-5 Sektoralanalyse der Ergebnisse der unterschiedlichen Entsorgungsoptionen, bezogen auf den Durchsatz von 1000 kg Kunststoffabfall: Wirkungskategorie Naturraumbeanspruchung

in kg Sied- lungs-abfall.	werkstofflich	Zementofen	MVA	SVZ	Hochofen
Sortierung, Aufbereitung, Granulather- stellung, MVA	15,90	10,70	25,90	9,00	10,70
Energiebereit- stellung	0,40	0,10 ^{a)}	0,00	0,10	0,10
Dampf				13,50	
Transporte inkl. Treibstoff	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Summe Ent- sorgungssys- tem	16,20	10,80	25,90	22,70	10,90
Strom	0,30	0,20	0,50	0,90	0,20
Dampf	7,10	4,80	11,70		4,80
Kunststoffe	12,60				
Ofenwärme		0,10			
Methanol				10,20	
Schweröl					0,00
Summe Substi- tution	20,00	5,20	12,10	11,10	5,00
Effekt	- 3,80	5,70	13,80	11,60	5,80

a) inkl. Zementofenfeuerung

Vergleicht man die Ergebnisse über alle Entsorgungsoptionen hinweg, so zeigen sich für alle Verwertungsoptionen im Vergleich zum Referenzsystem Müllverbrennungsanlage unterschiedlich deutliche Vorteile. Zurückzuführen ist dies auf die unterschiedlichen Mengen an Siedlungsabfällen, nicht jedoch bezogen auf die ermittelten Sonderabfallmengen.

Die Menge des zu deponierenden Siedlungsabfalls, ist am höchsten bei dem Referenzsystem, die Entlastungseffekte liegen für Hochofen und Zementwerk bei knapp 10.000 EW, für die werkstoffliche Verwertung bei etwa 20.000 EW. Der Verwertungsansatz SVZ unterscheidet sich unter diesem Gesichtspunkt nicht wesentlich vom Referenzsystem.

Die werkstoffliche Verwertung ist mit sehr hohen Substitutionserfolgen hinsichtlich des Anfalls von Siedlungsabfall verbunden. Zurückzuführen ist dies auf entsprechende Erfolge bei der Dampfbereitstellung sowie den substituierten Produktionsaufwendungen für PVC und PP, die jeweils zu etwa einem Drittel zum Gesamtergebnis beitragen. Dem stehen relativ hohe Abfallmengen aus dem Verwertungssystem selbst gegenüber, die sich aber nicht aus der eigentlichen Verwertung der Kunststoffabfälle ergeben sondern aus dem Anteil, der zur Beseitigung in einer MVA zugeordnet wird (etwa 60%). Daraus ergibt sich eine win-win-Situation für eine höhere Ausbeutequote. Größere Anteile Kunststoffe, die einer stofflichen Verwertung zugeordnet werden können vermindern den als Schlacke verbleibenden Anteil und erzielen höhere Substitutionserfolge. Die

Ausbeute in der Aufbereitung wurde trotz Erfassung über das DSD-System und damit auch Verwertung über den analogen Verwertungsprozess recht niedrig angesetzt, höhere Quoten lassen sich zumindest für die Kunststoffe aus Verpackungen erzielen.

Die Dampferstellung ist in der Ökobilanz mit einer erheblichen Menge Siedlungsabfälle verbunden. Im Gegensatz zu Schlacken aus Müllverbrennungsanlagen dürften Verbrennungsrückstände aus der Dampferzeugung über fossile Rohstoffe sich vergleichsweise gut verwerten lassen. Es ist anzunehmen, dass in der Praxis der weit überwiegenden Teil als Baustoff Verwendung findet. Auch Schlacken aus Müllverbrennungsanlagen werden nicht selten im Tiefbau eingesetzt. Das Ergebnis für die Verwertungsoption Schwarze Pumpe ist wesentlich durch diese Annahme beeinflusst. Das Netto-Ergebnis würde sich bei Nichtberücksichtigung dieser Verbrennungsrückstände stark dem der anderen rohstofflichen bzw. energetischen Verwertungsansätze angleichen.

Wirkungskategorie Photochemische Oxidantienbildung/Sommersmog (C)

Die Wirkungskategorie photochemische Oxidantienbildung leitet sich aus einer geringen ökologischen Bedeutung bzw. Gefährdung ab, verbunden allerdings mit einer großen Bedeutung hinsichtlich des Abstands zum Schutzziel, d.h. der bestehenden Belastungssituation.

Vergleicht man die Ergebnisse über alle diskutierten Entsorgungsoptionen, so zeigt sich ein recht uneinheitliches Bild. Die Herstellung von Methanol über die Schwarze Pumpe (SVZ) ist ebenso wie der Einsatz in der Zementindustrie netto nicht mit Vorteilen gegenüber dem Referenzsystem verbunden. Mit signifikanten Vorteilen ist nur die werkstoffliche Verwertung der Kunststoffe verbunden.

Betrachtet man dieses Ergebnis genauer, zeigt sich, dass das gute Abschneiden der werkstofflichen Verwertung vor allem auf die hohen Substitutionserfolge zurückzuführen ist, wobei die Substitution der Herstellung von PP etwa 50% zum Ergebnis beiträgt. Verbunden ist dies mit sehr geringen rechnerischen direkten Umweltfolgen aus dem Entsorgungssystem selbst. Ebenso niedrig liegen die Ergebnisse für den Einsatz im Hochofen sowie für das Referenzsystem. Deutlich größere negative Umweltfolgen sind mit dem Einsatz im Zementwerk und mit der Verwertung im SVZ verbunden. Während im Falle des Einsatzes im Zementwerk dies über entsprechende Substitutionserfolge mehr als ausgeglichen ist, stehen den Aufwendungen bei der Überschussproduktion von Dampf über die Methanolerzeugung im SVZ keine entsprechenden Substitutionserfolge gegenüber. Allein darauf ist das vergleichsweise schlechte Abschneiden dieser Verwertungsoption zurückzuführen.

Tab. 2-6 Sektoralanalyse der Ergebnisse der unterschiedlichen Entsorgungsoptionen, bezogen auf den Durchsatz von 1000 kg Kunststoffabfall: Wirkungskategorie Sommersmogbildungspotenzial

in kg Ethylen	werkstofflich	Zementofen	MVA	SVZ	Hochofen
Sortierung, Aufbereitung, Granulatherstellung, MVA	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Energiebereitstellung	0,00	0,20 ^{a)}	0,00	0,00	0,00
Dampf				0,20	
Transporte inkl. Treibstoff	0,00	0,10	0,00	0,10	0,10
Summe Entsorgungssystem	0,10	0,30	0,00	0,30	0,10
Strom	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Dampf	0,10	0,10	0,20		0,10
Kunststoffe	0,40				
Ofenwärme		0,30			
Methanol				0,10	
Schweröl					0,20
Summe Substitution	0,50	0,40	0,20	0,10	0,30
Effekt	- 0,40	- 0,10	- 0,10	0,20	- 0,20

a) inkl. Zementofenfeuerung

Wirkungskategorie Ressourcenbeanspruchung (C)

Die Wirkungskategorie der Beanspruchung fossiler Ressourcen hat eine mittlere ökologische Bedeutung. Diese lässt sich ableiten aus einer mittleren Bedeutung hinsichtlich des ökologischen Gefährdungspotenzials in Verbindung mit einer großen Bedeutung aus dem Abstand zum Schutzziel d.h. der derzeitigen Belastungssituation. Die Diskussion erfolgt vor allem anhand des Parameters Rohöläquivalente.

Bei einem Vergleich der Ergebnisse über alle Entsorgungsoptionen hinweg zeigen sich durchgehend und zum Teil deutliche Substitutionserfolge der einzelnen Verwertungsansätze gegenüber dem Referenzsystem Müllverbrennungsanlage. Bezogen auf die gesamte Kunststoffmenge von 595.000 Jahrestonnen ergeben sich Vorteile der Option Einsatz im Hochofen vom etwa 100.000 EDW gegenüber dem Referenzsystem. Ähnlich deutlich (70.000 EDW) fallen die Vorteile der werkstofflichen Verwertung gegenüber dem Referenzsystem aus. Auch die Verwertung zu Methanol ist mit 40.000 EDW noch mit deutlichen Erfolgen verbunden, während die spezifischen Erfolge demgegenüber nicht ins Gewicht fallen.

Tab. 2-7 Sektoralanalyse der Ergebnisse der unterschiedlichen Entsorgungsoptionen, bezogen auf den Durchsatz von 1000 kg Kunststoffabfall: Wirkungskategorie Ressourcenbeanspruchung

in kg Rohöl-Äq.	werkstofflich	Zementofen	MVA	SVZ	Hochofen
Sortierung, Aufbereitung, Granulatherstellung, MVA	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Energiebereitstellung	30,40	9,50 ^{a)}	10,70	33,20	11,70
Dampf				150,30	
Transporte inkl. Treibstoff	12,40	32,50	12,30	34,20	32,50
Summe Entsorgungssystem	42,80	42,00	23,00	217,70	44,10
Strom	18,80	12,70	30,60	57,70	12,70
Dampf	79,40	53,70	129,70		53,70
Kunststoffe	449,50				
Ofenwärme		148,40			
Methanol				497,40	
Schweröl					609,30
Summe Substitution	547,60	214,80	160,30	555,10	675,70
Effekt	- 504,90	- 172,90	- 137,30	- 337,30	- 631,60

a) inkl. Zementofenfeuerung

Betrachtet man diese Ergebnisse detaillierter, zeigt sich, dass bei allen Entsorgungsoptionen die erzielten Substitutionserfolge die direkt mit der Entsorgung verbundenen negativen Umweltfolgen übersteigen. Alle Entsorgungsoptionen führen so rechnerisch zu einer Netto-Entlastung der Ressourcenbeanspruchung. Die höchsten Substitutionserfolge ergeben sich aus den werkstofflichen und rohstofflichen Verwertungsansätzen. Während dies für den Einsatz im Hochofen oder in der werkstofflichen Verwertung mit im Verhältnis sehr geringen Bedarfen aus dem Entsorgungsprozess selbst verbunden ist (Faktor 10 bis 15 niedriger), steht dem Substitutionserfolg für die Methanolerzeugung bei dieser Verwertung ein hoher Ressourcenbedarf gegenüber, in sehr hohem Maß (70%) auf die Netto-Dampferzeugung zurückzuführen.

Wirkungskategorie Versauerungspotenzial (B)

Der Wirkungskategorie Versauerungspotenzial kommt eine große ökologische Bedeutung zu. Sowohl das ökologische Gefährdungspotenzial als auch der Abstand zum Schutzziel (d.h. die derzeitige Belastungssituation) weisen eine große Bedeutung auf.

Über alle betrachteten Entsorgungsalternativen gesehen ist diese Wirkungskategorie in ihren Ergebnissen sehr unterschiedlich. Dies gilt sowohl für die Relevanz, gemessen an der durchschnittlichen Belastungssituation in der BRD (ausgedrückt in EDW), aber auch für die Unterschiedlichkeit der Ergebnisse über alle Entsorgungsoptionen.

Tab. 2-8 Sektoralanalyse der Ergebnisse der unterschiedlichen Entsorgungsoptionen, bezogen auf den Durchsatz von 1000 kg Kunststoffabfall: Wirkungskategorie Versauerungspotenzial

in Mol SO ₂ -Äq.	werkstofflich	Zementofen	MVA	SVZ	Hochofen
Sortierung, Aufbereitung, Granulatherstellung, MVA	18,20	12,30	29,70	17,00	12,30
Energiebereitstellung	8,70	108,20 ^{a)}	0,70	3,10	2,80
Dampf				28,50	
Transporte inkl. Treibstoff	4,70	12,50	5,00	13,20	12,50
Summe Entsorgungssystem	31,50	133,00	35,40	61,80	27,50
Strom	6,50	4,40	10,60	19,90	4,40
Dampf	15,00	10,20	24,60		10,20
Kunststoffe	122,90				
Ofenwärme		110,50			
Methanol				18,70	
Schweröl					9,20
Summe Substitution	144,40	125,00	35,20	38,70	23,80
Effekt	- 112,90	7,90	0,30	23,10	3,80

a) inkl. Zementofenfeuerung

Nur die werkstoffliche Verwertung ist trotz der vergleichsweise geringen Ausbeuten mit deutlichen Entlastungseffekten gegenüber dem Referenzsystem Müllverbrennungsanlage verbunden. Diese liegen, bezogen auf die Entsorgung von 595.000 Jahrestonnen, bei 110.000 EDW. Die Verwertung zu Methanol ist im Vergleich zum Referenzsystem mit deutlichen Umweltlasten (20.000 EDW) verbunden. Für den Einsatz im Hochofen oder im Zementwerk lassen sich demgegenüber keine signifikanten Unterschiede zum Referenzsystem erkennen.

Interessanterweise lassen sich die Ergebnisse nicht eindeutig und in jedem Fall auf entsprechende Teilergebnisse für den Entsorgungsprozess selbst oder die erreichten Substitutionserfolge zurückführen. Relevante direkte Umweltwirkungen sind vor allem mit dem Einsatz in Zementwerken verbunden. Das relativ schlechte Abschneiden für den Verwertungsweg SVZ ist auf die Emissionen aus der Netto-Dampferzeugung (knapp 50%) abzuleiten. Die hier zu verzeichnenden Umweltwirkungen entsprechen im Betrag denen, die mit der gesamten Entsorgung der Kunststoffe in der Müllverbrennungsanlage verbunden sind.

Vergleichsweise hohe Substitutionserfolge werden über die werkstoffliche Verwertung und den Einsatz in Zementöfen erzielt. Im Falle der Verwertungsoption Zementöfen führt dies rechnerisch nahezu zum Ausgleich der Umweltlasten aus dem Entsorgungsprozess selbst, im Falle der werkstofflichen Verwertung zu einer deutlichen Netto-Entlastung, zurückzuführen insbesondere auf die Substitution der PP-Erzeugung. Wie bei der Option Zementerzeugung entsprechen bei allen weiteren Optionen die Umweltlasten in etwa den erzielbaren Substitutionserfolgen, allerdings auf wesentlich niedrigerem Niveau.

2.1.2 Ergebnisse für die einzelnen Verwertungsoptionen

Werkstoffliche Verwertung

Welche Potenziale eine werkstoffliche Verwertung in sich birgt, wird aus Abbildung 2-1 deutlich. Obwohl die Ausbeute für eine werkstoffliche Verwertung mit 39% gegenüber einem Verbleib der Abfälle in der Restmülltonne relativ gering ist, führt sie zu deutlichen ökologischen Entlastungseffekten. In allen diskutierten Wirkungskategorien werden gegenüber einer 100%igen thermischen Behandlung in der Müllverbrennungsanlage als Referenzsystem deutliche Erfolge erzielt.

Eine letztendliche Verwertung von knapp 40% der insgesamt zur Entsorgung anfallenden 595.000 Jahrestonnen Kunststoffabfälle führt unter dem Gesichtspunkt Versauerungspotenzial rechnerisch zu einer Entlastung von knapp 120.000 Einwohnerwerten. Auch die Einsparerfolge für fossile Energieträger (Rohöläquivalent) sind mit etwa 70.000 Einwohnerwerten bedeutend.

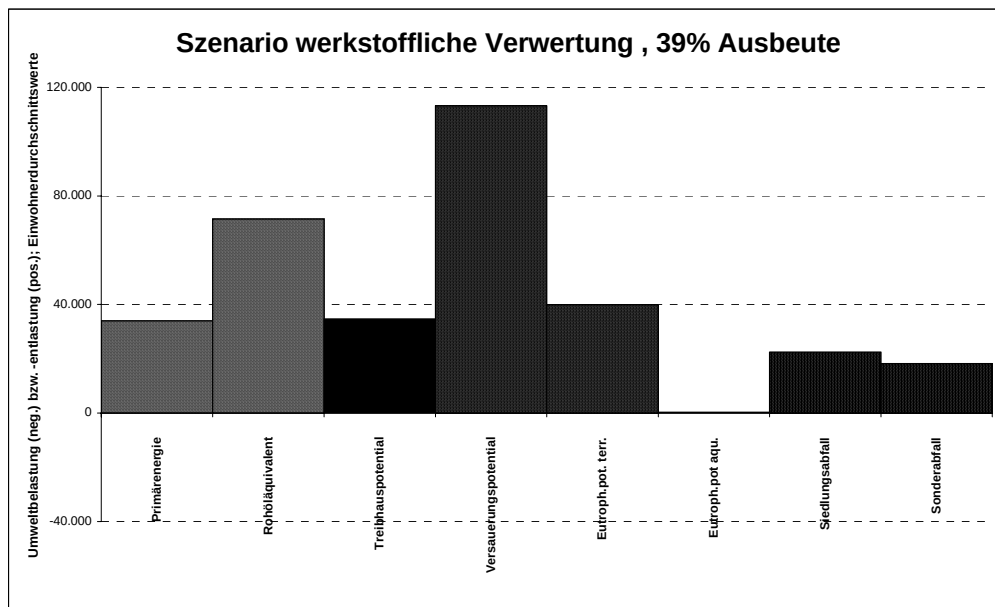


Abb. 2-1 Ökologische Bewertung der werkstofflichen Verwertung von Kunststoffen aus Haushaltsrestmüll, bezogen auf eine Entsorgungsmenge von 595.000 Jahrestonnen; ausgedrückt in Einwohnerdurchschnittswerten

Für die Kunststoffabfälle aus Haushalten wird eine gemeinsame Erfassung zusammen mit den Verpackungsabfällen unterstellt. Alle nachgeordneten Schritte der Aufbereitung und Verwertung gleichen sich demnach zwangsläufig weitgehend. Im Bereich der Verwertung von Verpackungen wurden in der Vergangenheit deutliche Optimierungen erzielt. Dies betrifft zum Einen die Sortieranlagen mit höheren Sortierquoten, vor allem aber Zusammensetzung und Qualität der erzeugten Sortierfraktionen. Damit verbunden ist eine deutliche Verbesserung der nachgeordneten Verwertungsmöglichkeiten.

Mit dieser Optimierung, von der auch die Verwertung der Kunststoffe als Nicht-Verpackungen profitieren würde, dürften sich die Ergebnisse der ökologischen Bewertung dieser Verwertungsoption gegenüber dem in Abbildung 2-1 dokumentierten Stand verbessern. Wie gezeigt werden konnte, würde dies insbesondere die Ergebnisse bei den Wirkungskategorien Versauerungspotenzial und Naturraumbeanspruchung deutlich positiv beeinflussen. In beiden Fällen werden die Ergebnisse deutlich von den Erfolgen einer Substitution der Kunststoffherzeugung beeinflusst.

Energetische Verwertung im Zementofen

Die energetische Verwertung der Kunststoffe aus Haushalten in Zementöfen ist nicht unter allen Gesichtspunkten mit Vorteilen gegenüber dem Referenzsystem Müllverbrennungsanlage verbunden. Hinsichtlich den Wirkungskategorien Versauerungspotenzial und Eutrophierung terrestrisch sind gegenüber dem Referenzsystem negative Beiträge zu verzeichnen, allerdings von nicht allzu großer Bedeutung. Stärken weist diese Verwertungsoption vor allem unter dem Gesichtspunkt Treibhauseffekt auf.

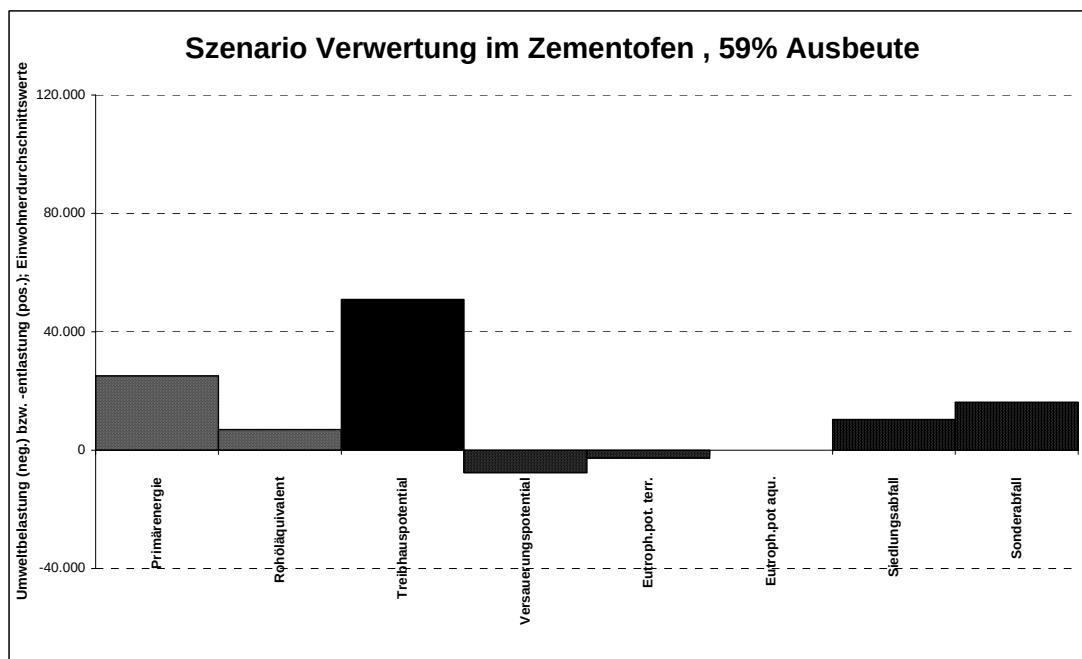


Abb. 2-2 **Ökologische Bewertung einer Verwertung von Kunststoffen aus Haushaltsrestmüll im Zementwerk, bezogen auf eine Entsorgungsmenge von 595.000 Jahrestonnen; ausgedrückt in Einwohnerdurchschnittswerten**

Das Ergebnis ist darauf zurückzuführen, dass davon ausgegangen wird, dass in den Zementwerken durch den Einsatz von Kunststoffen Steinkohle substituiert werden kann. Die spezifischen Treibhauswirkungen dieses Brennstoffs sind vergleichsweise hoch.

Erzeugung von Methanol

Gegenüber dem Referenzsystem Müllverbrennungsanlage weist der Verwertungsansatz Methanolerzeugung im Wesentlichen hinsichtlich der Schonung fossiler Rohstoffe Vorteile auf. In allen anderen Wirkungskategorien sind die Vorteile eher marginal oder nicht gegeben. Gerade unter dem Aspekt Versauerungspotenzial sind deutlich Schwächen zu erkennen.

Das Verwertungssystem SVZ bzw. Methanolerzeugung wird stark durch die Annahme beeinflusst, dass in der konventionellen Methanolerzeugung mehr Dampf im Überschuss als Nebenprodukt anfällt als im Abfallverwertungsprozess SVZ. Dieser Dampfüberschuss kann nur aus der Annahme resultieren, dass der als Nebenprodukt erzeugte Dampf nicht in die Herstellung des Synthesegases Eingang findet, obwohl an dieser Stelle der industriellen Produktion ein hoher Bedarf besteht, sondern an Externe vermarktet wird. Nur aus der Annahme, die Herstellung von Dampf im industriellen Prozess der Erzeugung von Synthesegas als Vorstufe für die Methanolerzeugung erfolgt mit geringeren spezifischen Emissionen als im sonst üblichen Industriemix, sind diese

hohen spezifischen Lasten dieses Verwertungssystems zu verstehen. Da beide Dampferzeugungen im Prinzip auf „Industrie-Mix zurückgreifen, ist dies zunächst nicht naheliegend. Es setzt zum anderen voraus, dass für den Dampfüberschuss am Industriestandort auch entsprechend Abnehmer zur Verfügung stehen.

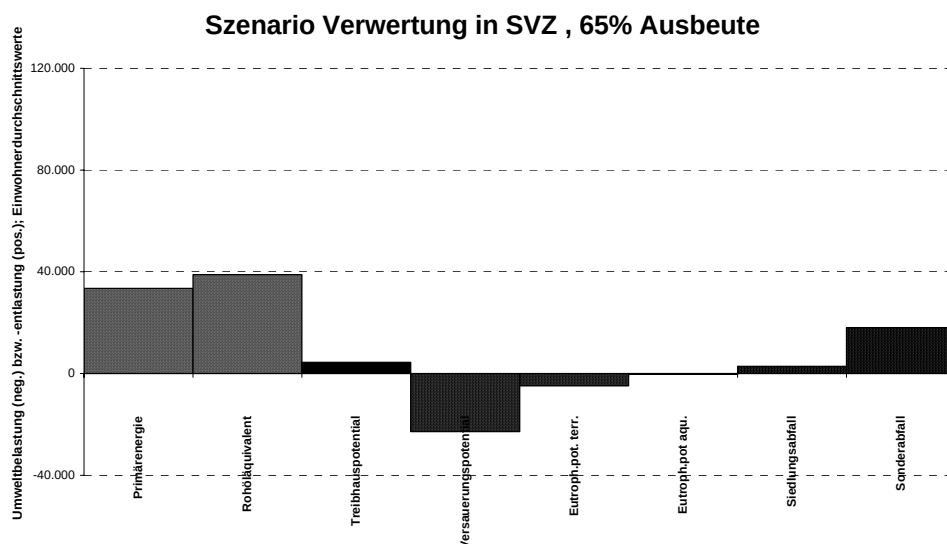


Abb. 2-3 **Ökologische Bewertung einer Verwertung von Kunststoffen aus Haushaltsrestmüll zur Methanolherstellung, bezogen auf eine Entsorgungsmenge von 595.000 Jahrestonnen; ausgedrückt in Einwohnerdurchschnittswerten**

In Summe führt diese Randbedingung Dampferzeugung dazu, dass in nahezu allen Wirkungskategorien das Verwertungssystem Methanolherstellung bzw. SVZ deutlich gegenüber den bestehenden Alternativen belastet ist.

Einsatz im Hochofen

Aus Abbildung 2-4 werden die relativen Stärken einer Verwertung von Kunststoffabfällen im Hochofen deutlich. Sie beziehen sich vor allem auf die Schonung fossiler Ressourcen sowie die Treibhauswirkung. Die Substitutionserfolge liegen bezogen auf die Verwertung von 595.000 Jahrestonnen Kunststoffabfälle bei knapp 100.000 EDW, bezogen auf die Einsparung fossiler Ressourcen. In Relation zum Referenzsystem Müllverbrennungsanlage sind unter den Aspekten Versauerungspotenzial und Eutrophierung terrestrisch eher Schwächen zu verzeichnen.

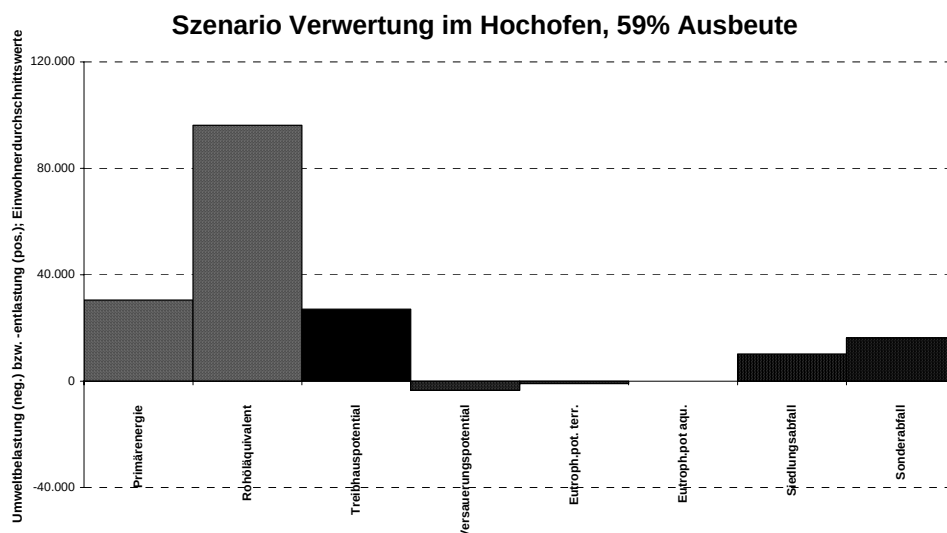


Abb. 2-4 **Ökologische Bewertung einer Verwertung von Kunststoffen aus Haushaltsrestmüll im Hochofen, bezogen auf eine Entsorgungsmenge von 595.000 Jahrestonnen; ausgedrückt in Einwohnerdurchschnittswerten**

2.1.3 Ergebnisse über alle Wirkungskategorien

In Abbildung 2-5 sind alle Ergebnisse über alle diskutierten Entsorgungsalternativen und alle zur Bewertung herangezogenen Wirkungskategorien zusammengeführt. Die Ergebnisdarstellung erfolgt bezogen auf eine Entsorgungsmenge von 595.000 Jahrestonnen ausgedrückt in Einwohnerdurchschnittswerten (EDW). Diskutiert werden die Stärken und Schwächen der unterschiedlichen Ansätze einer Verwertung von Kunststoffen aus dem Resthausmüll. Referenzsystem ist daher deren Verbleib in der Restmülltonne und Entsorgung über eine Müllverbrennungsanlage als eine klassische Form der Abfallentsorgung.

Augenfällig ist zunächst, dass eine Verwertung gegenüber dieser Alternative aus ökologischer Sicht generell eher mit Vorteilen verbunden ist. Dies gilt insbesondere für die werkstoffliche Verwertung. Diese besitzt in allen diskutierten Wirkungskategorien Vorteile gegenüber einem Verbleib in der Restmülltonne. Die Vorteile sind zudem gegenüber allen anderen Ansätzen einer Verwertung deutlicher ausgeprägt.

Alle anderen Verwertungsansätze weisen in unterschiedlichem Ausmaß gegenüber einer Verwertung gegenüber dieser Alternative aus ökologischer Sicht generell eher mit Vorteilen verbunden ist. Dies gilt insbesondere für die werkstoffliche Verwertung. Diese besitzt in allen diskutierten Wirkungskategorien Vorteile gegenüber einem Verbleib in der Restmülltonne. Die Vorteile sind zudem gegenüber allen anderen Ansätzen einer Verwertung deutlicher ausgeprägt.

Dies gilt am wenigsten für den Einsatz in Hochöfen und am ehesten für die Erzeugung von Methanol aus Kunststoffen.

Im Ergebnis bedeutet dies, dass aus ökologischer Sicht eine Verwertung der Kunststoffe aus der Restmülltonne sinnvoll ist. Dies gilt vor allem dann, wenn sich für diese Möglichkeiten einer werkstofflichen Verwertung ergeben. Alle anderen Verwertungsansätze weisen gegenüber dem Einsatz in einer MVA auch Schwächen auf. Am wenigsten eindeutig zeigen sich aus ökologischer Sicht Vorteile für die Methanolerzeugung, zurückzuführen hier im Wesentlichen auf die Schwächen des Verwertungsprozesses gegenüber der konventionellen Erzeugung von Methanol in der Frage der Erzeugung von Überschusdampf. Eine Optimierung des Verwertungssystems an dieser Stelle würde sich bei nahezu allen Wirkungskategorien deutlich im Ergebnis niederschlagen.

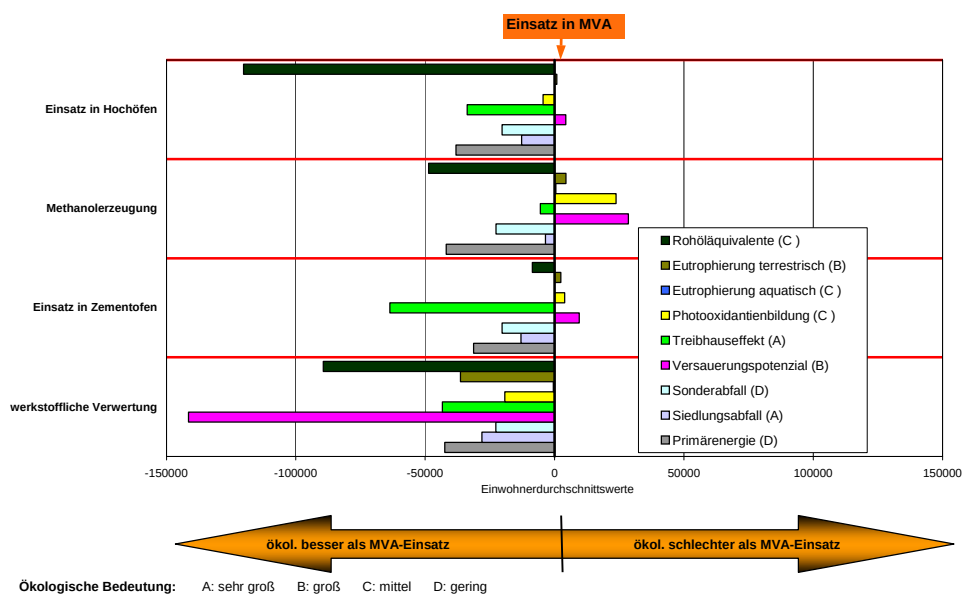


Abb. 2-5 Vergleichende Bewertung der Verwertung von Kunststoffen aus Haushaltsrestmüll, bezogen auf die Entsorgungsmenge von 595.000 Jahres-tonnen, ausgedrückt in Einwohnerdurchschnittswerten, bezogen auf den Einsatz in der MVA als Referenzsystem

2.2 Kunststoffe in haushüllähnlichen Gewerbeabfällen

Die werkstoffliche Verwertung von Kunststoffabfällen aus haushüllähnlichen Gewerbeabfällen ist in der Ökobilanz vor allem wegen der Ähnlichkeit der Situation beim Hausmüll und des weniger relevanten Mengenaufkommens nicht explizit untersucht worden. Die Ökobilanzergebnisse aus den Untersuchungen anderer Abfallströme zei-

gen, dass sortenrein und relativ unaufwendig gewinnbare Teile dieses Stoffstroms (z.B. Rohre), aus ökologischer Sicht am sinnvollsten werkstofflich zu verwerten sind.

Die Ergebnisse der ökologischen Bewertung der Verwertung von Kunststoffabfällen aus müllähnlichen Gewerbeabfällen durch rohstoffliche und energetische Verfahren beruhen auf Übertragungen der Berechnungen für Kunststoffabfälle aus Haushalten.

In den nachfolgenden Abbildungen sind die Ergebnisse über alle Wirkungskategorien getrennt nach den einzelnen diskutierten Entsorgungsoptionen dargestellt. Die Darstellung erfolgt auch hier immer im Verhältnis zum Referenzsystem Müllverbrennungsanlage. Aufgrund der Randbedingungen der Ökobilanz können sich die dargestellten Ergebnisse nicht von denjenigen unterscheiden, die für Kunststoffe aus Hausmüll bereits dargestellt wurden. In Abhängigkeit von der geringeren Entsorgungsmenge (185.000 Jahrestonnen) liegen die absoluten EDW-Zahlen natürlich niedriger.

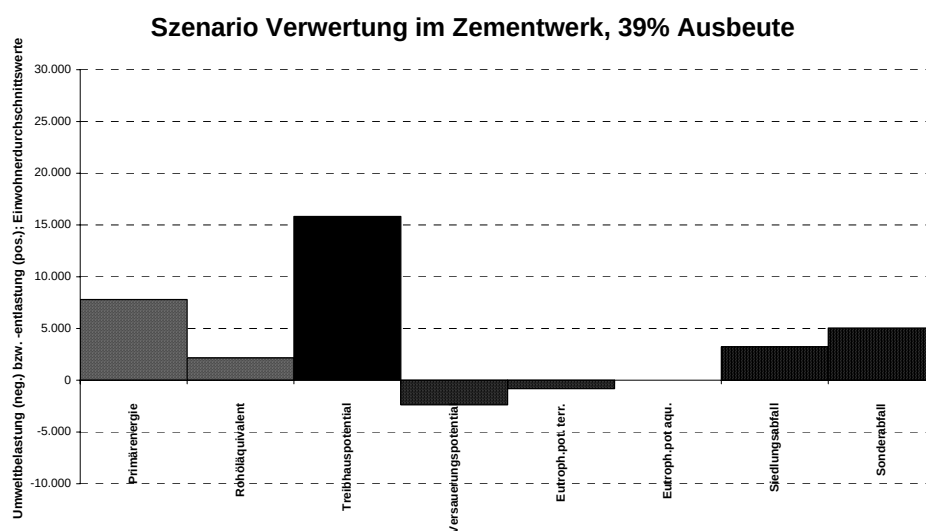


Abb. 2-6 **Ökologische Bewertung einer Verwertung von Kunststoffen aus hausmüllähnlichen Gewerbeabfällen im Zementwerk, bezogen auf eine Entsorgungsmenge von 185.000 Jahrestonnen; ausgedrückt in Einwohnerdurchschnittswerten**

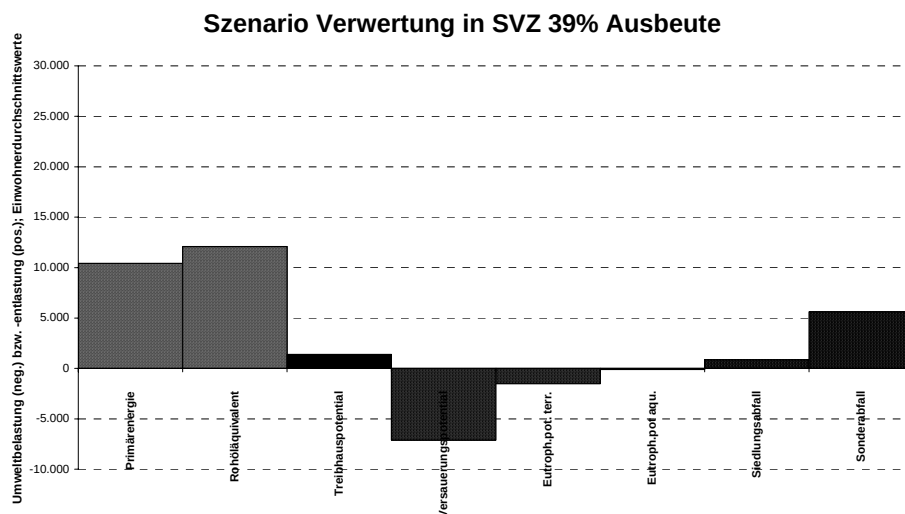


Abb. 2-7 Ökologische Bewertung einer Verwertung von Kunststoffen aus hausmüllähnlichen Gewerbeabfällen zur Methanolherstellung, bezogen auf eine Entsorgungsmenge von 185.000 Jahrestonnen; ausgedrückt in Einwohnerdurchschnittswerten

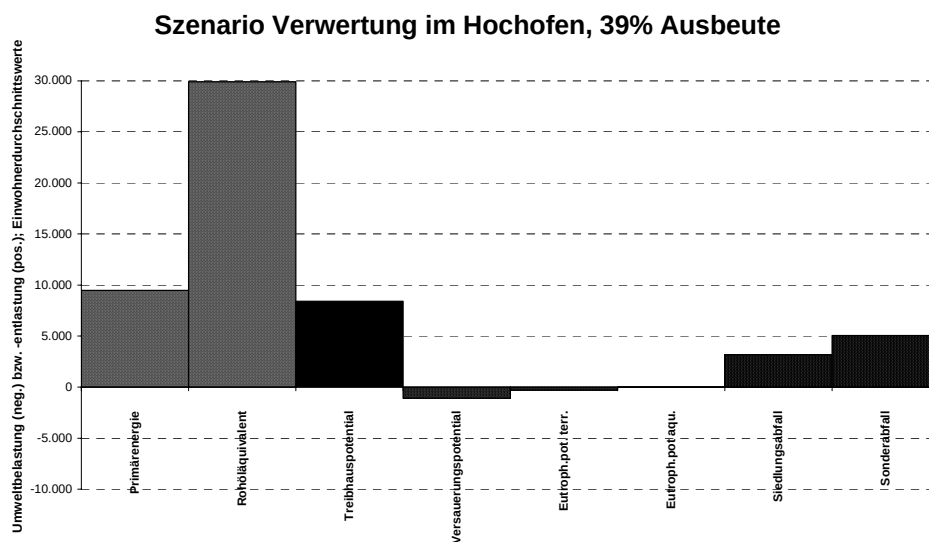


Abb. 2-8 Ökologische Bewertung einer Verwertung von Kunststoffen aus hausmüllähnlichen Gewerbeabfällen im Hochofen, bezogen auf eine Entsorgungsmenge von 185.000 Jahrestonnen; ausgedrückt in Einwohnerdurchschnittswerten

2.3 Kunststoffe im Haushaltssperrmüll

Für Kunststoffe aus Haushaltssperrmüll werden unterschiedliche Optionen der Verwertung sowohl für die gesamte Kunststofffraktion als auch für einzelne Monofractionen (Rohre; Matratzen und Polster) betrachtet.

2.3.1 Gemischte Kunststoffe aus Haushaltssperrmüll

Für die gemischten Kunststoffabfälle werden für die rohstofflichen und energetischen Verwertungsansätze auf Ergebnisse aus der Bilanzierung für Kunststoffe aus Haushalten zurückgegriffen. Begründet wird dies damit, dass die Elementar-Zusammensetzung dieser Fraktionen im Rahmen der Untersuchung als vergleichbar angesehen werden kann. Bestehende Unterschiede in der Abfallerfassung werden als nicht so bedeutend eingestuft, da sich dadurch das Ergebnis nicht vollkommen ändern dürfte.

Hierzu gilt es zu bedenken, dass Kunststoffe in Bereich Sperrmüll nicht unerheblich als Möbel und andere sperrige Gegenstände aus Kunststoff oder mit Kunststoffanteilen entsorgt werden, die sich in den Kunststoffarten doch eher von Verpackungsabfällen bzw. Folien unterscheiden dürften. Rohstoffliche und energetische Verfahren benötigen eine Vor-Abtrennung der PVC-Anteile. Gerade im Sperrmüll dürften im Vergleich zu gemischten Kunststoffabfällen aus Haushalten die Anteile PVC vergleichsweise hoch sein. Eine Übertragbarkeit dürfte nicht immer gegeben sein.

Nicht diskutiert wird eine werkstoffliche Verwertung. Wie bereits bei Kunststoffen aus hausmüllähnlichen Gewerbeabfällen angeführt, erscheint dies nicht ganz plausibel. Diskutiert wird die getrennte Bereitstellung von Matratzen und Rohren. Darüber hinaus dürften sich Artikel bzw. Abfallbestandteile finden lassen, die sich eindeutig bestimmten Kunststoffarten zuordnen lassen. Auch für die rohstoffliche und energetischen Verwertungsansätze müssen die anfallenden Kunststoffe von PVC entfrachtet werden. Eine damit verbundene Aufbereitung könnte auch zum genannten Zweck genutzt werden.

Es wird eine Erfassungsquote von 90% angesetzt. Gleichzeitig wird jedoch davon ausgegangen, dass der gesamte Sperrmüll erfasst und dann einer Nachsortierung unterzogen werden muss. Sperrmüll ist keine zur Restmüllfassung getrennt bereitgestellte Verwertungsfraction, sondern die zentrale Restmüllfraction für große nicht mülltonnengängige Stücke.

Szenario Verwertung im Zementwerk, ?% Ausbeute

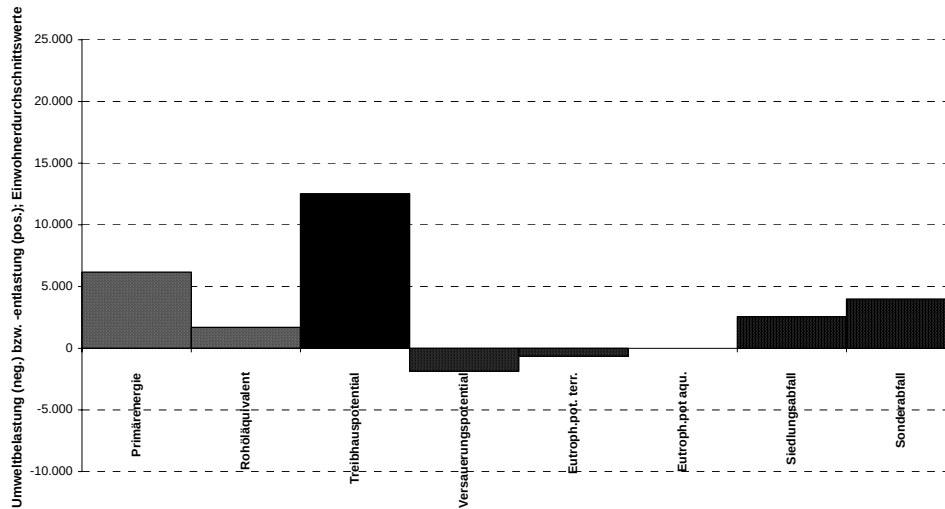


Abb. 2-9 Ökologische Bewertung einer Verwertung von Kunststoffen aus Haushaltsspermmüll im Zementwerk, bezogen auf eine Entsorgungsmenge von 130.000 Jahrestonnen; ausgedrückt in Einwohnerdurchschnittswerten

Szenario Verwertung im Hochofen, ?% Ausbeute

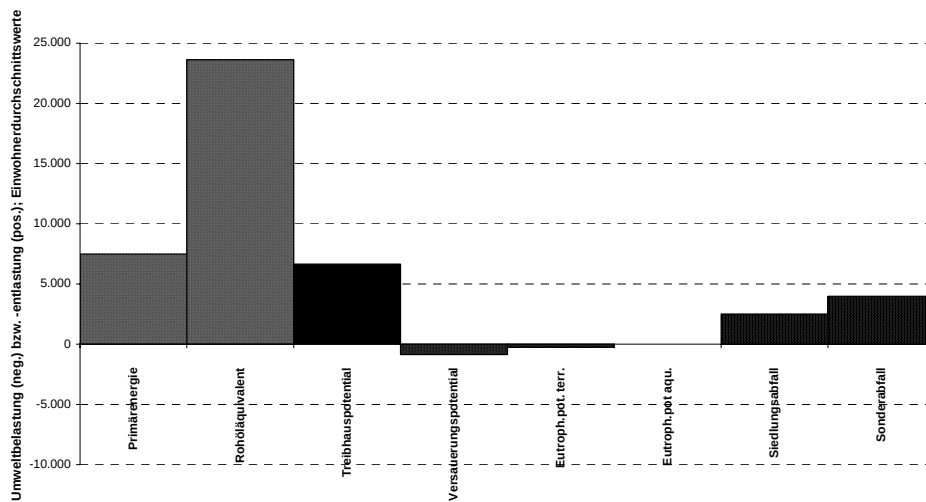


Abb. 2-10 Ökologische Bewertung einer Verwertung von Kunststoffen aus Haushaltsspermmüll im Hochofen, bezogen auf eine Entsorgungsmenge von 130.000 Jahrestonnen; ausgedrückt in Einwohnerdurchschnittswerten

Szenario Verwertung in SVZ, 7% Ausbeute

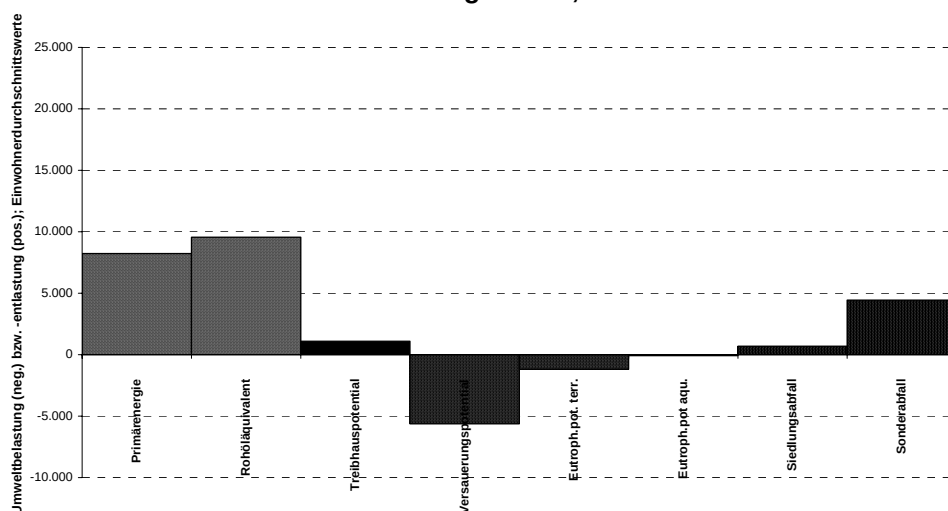


Abb. 2-11 Ökologische Bewertung einer Verwertung von Kunststoffen aus Haushaltsspermmüll zu Methanol, bezogen auf eine Entsorgungsmenge von 130.000 Jahrestonnen; ausgedrückt in Einwohnerdurchschnittswerten

Auf die Diskussion der Ergebnisse eines Vergleichs über die energetischen und rohstofflichen Verwertungsoptionen kann daher an dieser Stelle verzichtet werden. Es treten keine spezifischen Unterschiede zu den anderen Fraktionen Kunststoffe gesamt auf. Die Unterschiede ergeben sich allein aus der unterschiedlichen entsorgten Masse. Die Darstellung erfolgt in den Abbildungen 2-9 bis 2-11.

2.3.2 Getrennte Fraktionen aus Spermmüll – Matratzen und Polster

2.3.2.1 Ergebnisse für die einzelnen Wirkungskategorien

Wirkungskategorie Treibhauseffekt (A)

Dem Treibhauseffekt kommt eine sehr große ökologische Bedeutung zu, abgeleitet aus der sehr großen Bedeutung hinsichtlich der ökologischen Gefährdung (A) und dem sehr großen Abstand zum festgelegten Schutzziel (A).

Tab. 2-9 Sektoralanalyse der Ergebnisse der unterschiedlichen Entsorgungsoptionen, bezogen auf den Durchsatz von 1000 kg Kunststoffabfall: Wirkungskategorie Treibhauseffekt

in kg CO ₂ -Äq.	werkstofflich	Zementofen	MVA	Hochofen
Sortierung, Aufbereitung, Granulatherstellung, MVA	910	580	2.220	580
Energiebereitstellung Dampf	550	2.080 ^{a)}	40	430
Transporte inkl. Treibstoff	140	210	50	210
Summe Entsorgungssystem	1.600	2.880	2.320	1.230
Strom	4.100	100	360	100
Dampf	230	210	810	210
Kunststoffe	100			
Ofenwärme		2.200		
Methanol				
Schweröl				200
Summe Substitution	4.400	2.510	1.170	510
Effekt	- 2.800	370	1.150	720

a) inkl. Zementofenfeuerung

Vergleicht man die Ergebnisse über die Verwertungsoptionen hinweg, so zeigen sich deutliche Vorteile für die werkstoffliche Verwertung. Gegenüber dem Referenzsystem Müllverbrennungsanlage verfügen alle Verwertungsoptionen über spezifische Vorteile, nur die werkstoffliche Verwertung allerdings sehr deutlich ausgeprägt. Durch die getrennte Bereitstellung sortenreiner Fraktionen wird die stoffliche Verwertung unterstützt, so dass hohe Ausbeuten erzielt werden können.

Die werkstoffliche Verwertung stellt auch den einzigen Entsorgungsweg dar, der netto rechnerisch mit Umweltentlastungseffekten verbunden ist. Die Substitutionserfolge übertreffen deutlich die mit der Verwertung selbst einhergehenden negativen Umweltwirkungen. Dazu trägt mit etwa 90% der Teilstrom bei, der tatsächlich einer stofflichen Verwertung zugeführt werden kann. Die Substitutionserfolge des Teilstroms, der einer Behandlung in einer Müllverbrennungsanlage zugeführt werden muss, spielen für das Ergebnis keine Rolle.

Wirkungskategorie Aquatische Eutrophierung (C)

Das Kriterium aquatische Eutrophierung besitzt mittlere ökologische Bedeutung, abgeleitet aus einer zwar eher großen Bedeutung hinsichtlich ihres ökologischen Gefährdungspotenzials in Verbindung mit einer eher mittleren Bedeutung hinsichtlich dem bestehenden Abstand zum Schutzziel, d.h. der tatsächlichen Belastungssituation.

Tab. 2-10 **Sektoralanalyse der Ergebnisse der unterschiedlichen Entsorgungsoptionen, bezogen auf den Durchsatz von 1000 kg Kunststoffabfall: Wirkungskategorie Eutrophierung aquatisch**

in Mol PO ₄	werkstofflich	Zementofen	MVA	Hochofen
Sortierung, Aufbereitung, Granulatherstellung, MVA	1,60	0,00	0,00	0,00
Energiebereitstellung Dampf	0,00	0,00 ^{a)}	0,00	0,00
Transporte inkl. Treibstoff	0,00	0,00	0,00	0,00
Summe Entsorgungssystem	1,60	0,00	0,00	0,00
Strom	0,00	0,00	0,00	0,00
Dampf	0,00	0,00	0,00	0,00
Kunststoffe	18,40			
Ofenwärme		0,00		
Methanol				
Schweröl				0,00
Summe Substitution	18,40	0,00	0,00	0,00
Effekt	- 16,80	0,00	0,00	0,00

a) inkl. Zementofenfeuerung

Das Kriterium trägt kaum zur Ausdifferenzierung zwischen den einzelnen Entsorgungsoptionen bei. Nur für die werkstoffliche Verwertung sind sowohl für das eigentliche Verwertungssystem sowie auch den Substitutionserfolg Abwassermissionen bekannt, die potentiell zu entsprechenden Umweltwirkungen beitragen können. Die Substitutionserfolge übertreffen dabei die direkten Umweltfolgen um etwa den Faktor 10. In „Summe“ führt dies zu einer rechnerischen Netto-Umweltentlastung von etwa 5.000 EDW.

Wirkungskategorie Terrestrische Eutrophierung (B)

Die Wirkungskategorie terrestrische Eutrophierung besitzt eine große ökologische Bedeutung, abgeleitet aus einer großen Bedeutung hinsichtlich ihres ökologischen Gefährdungspotenzials als auch hinsichtlich ihres Abstandes zum Schutzziel, d.h. der tatsächlichen Belastungssituation.

Tab. 2-11 **Sektoralanalyse der Ergebnisse der unterschiedlichen Entsorgungsoptionen, bezogen auf den Durchsatz von 1000 kg Kunststoffabfall: Wirkungskategorie Eutrophierung terrestrisch**

in Mol PO ₄	werkstofflich	Zementofen	MVA	Hochofen
Sortierung, Aufbereitung, Granulatherstellung, MVA	2,10	0,50	1,90	0,50
Energiebereitstellung	0,60	2,10 ^{a)}	0,10	0,50
Dampf				
Transporte inkl. Treibstoff	1,90	2,80	0,70	2,80
Summe Entsorgungssystem	4,60	5,40	2,70	3,80
Strom	0,10	0,10	0,40	0,10
Dampf	0,30	0,20	0,90	0,20
Kunststoffe	18,20			
Ofenwärme		1,80		
Methanol				
Schweröl				0,40
Summe Substitution	18,60	2,20	1,40	0,70
Effekt	- 14,00	3,30	1,30	3,10

a) inkl. Zementofenfeuerung

Bei einem Vergleich der Ergebnisse über alle diskutierten Entsorgungsvarianten hinweg zeigen sich deutliche Unterschiede in den Ergebnissen. Während die Verwertungsoptionen Einsatz im Zementofen oder Einsatz im Hochofen sich kaum vom Referenzszenario Müllverbrennungsanlage abheben und zudem im Vergleich zu diesem etwas schlechter abschneiden, ist die werkstoffliche Verwertung mit deutlichen rechnerischen Vorteilen verbunden. Die Differenz zum Referenzsystem Müllverbrennungsanlage beträgt etwa 7.000 EDW.

Während in den eigentlichen Abfallentsorgungssystemen sich die einzelnen Entsorgungsoptionen kaum in ihren Umweltwirkungen unterscheiden, erfolgt die deutliche Ausdifferenzierung über die Substitutionserfolge, die beim werkstofflichen Verwertungsansatz über die eingesparten Umweltlasten der Produktion von PUR aus Neumaterial recht hoch liegen. Knapp 98% der rechnerische Umweltentlastungseffekte bei der Entsorgungsoption werkstoffliche Verwertung sind auf die Substitution von Neukunststoffen zurückzuführen.

Wirkungskategorie Naturraumbeanspruchung (A)

Die Wirkungskategorie Naturraumbeanspruchung ist von sehr hoher Bedeutung, abgeleitet aus einer ebenso großen Bedeutung hinsichtlich dem ökologischen Gefährdungspotenzial sowie dem derzeit bestehenden Abstand vom Schutzziel, d.h. der bestehenden Belastungssituation. Zur Bewertung der Naturraumbeanspruchung lassen sich in dieser Untersuchung nur indirekte Wirkungen heranziehen, nämlich die mit der Verwertung verbundene Mengen an Abfällen, differenziert nach Siedlungs- und Sonderabfällen. Beanspruchungen über die industriellen Prozesse selbst, durch Transporte aber auch verursacht durch den Rohstoffbedarf lassen sich nicht erheben und damit

bewerten. Die Aussagekraft der Ergebnisse bezogen auf diese Wirkungskategorie ist daher sehr eingeschränkt.

Tab. 2-12 Sektoralanalyse der Ergebnisse der unterschiedlichen Entsorgungsoptionen, bezogen auf den Durchsatz von 1000 kg Kunststoffabfall: Wirkungskategorie Naturraumbeanspruchung

in kg Siedlungsabfall	werkstofflich	Zementofen	MVA	Hochofen
Sortierung, Aufbereitung, Granulatherstellung, MVA	18,40	0,00	0,00	0,00
Energiebereitstellung	0,50	0,40 ^{a)}	0,00	0,40
Dampf				
Transporte inkl. Treibstoff	0,00	0,00	0,00	0,00
Summe Entsorgungssystem	18,90	0,40	0,00	0,40
Strom	0,10	0,10	0,40	0,10
Dampf	2,50	2,30	8,80	2,30
Kunststoffe	220,10			
Ofenwärme		0,10		
Methanol				
Schweröl				0,00
Summe Substitution	222,80	2,50	9,10	2,40
Effekt	- 203,80	- 2,10	- 9,10	- 2,00

a) inkl. Zementofenfeuerung

Bis auf die werkstoffliche Verwertung treten bei den einzelnen Entsorgungsoptionen kaum Umweltfolgen auf. Dies gilt sowohl für die einzelnen Entsorgungssystem selbst als auch für die Äquivalenzprozesse. In Summe führt dies dazu, dass sich die Verwertungsoptionen Einsatz im Hochofen und Einsatz im Zementofen kaum untereinander und nicht signifikant vom Referenzsystem Müllverbrennungsanlage unterscheiden.

Ganz anders zeigt sich das Ergebnisbild für die werkstoffliche Verwertung. In allen Entsorgungssystemen übertreffen die Substitutionserfolge die mit der Kunststoffverwertung selbst verbundenen Umweltlasten. Bei der werkstofflichen Verwertung liegen die Substitutionserfolge bis um den Faktor 10 höher als bei den anderen bestehenden Alternativen. Zurückzuführen ist dies wesentlich auf die Erfolge, die in der Substitution von PUR-Neukunststoffen liegen. Zurückzuführen ist dies auf die Annahme, dass etwa 1/3 der erzeugten Produktmasse im Produktionsprozess als Abfallstoff verbleiben, der als Siedlungsabfall einer Ablagerung auf Deponien zugeführt werden muss. Eine Produktionsmenge von etwa 680 kg PUR-Kunststoff pro 1000 kg Kunststoffentsorgung (Ausbeute 68%) ist mit einer Siedlungsabfallmenge von etwa 220 kg verbunden.

Wirkungskategorie Photochemische Oxidantienbildung/Sommersmog (C)

Die Wirkungskategorie photochemische Oxidantienbildung leitet aus einer geringen ökologischen Bedeutung bzw. Gefährdung ab, verbunden allerdings mit einer großen Bedeutung hinsichtlich des Abstands zum Schutzziel, d.h. der bestehenden Belastungssituation.

Tab. 2-13 Sektoralanalyse der Ergebnisse der unterschiedlichen Entsorgungsoptionen, bezogen auf den Durchsatz von 1000 kg Kunststoffabfall: Wirkungskategorie Sommersmogpotenzial

in kg Ethylen	werkstofflich	Zementofen	MVA	Hochofen
Sortierung, Aufbereitung, Granulatherstellung, MVA	0,10	0,00	0,00	0,00
Energiebereitstellung	0,00	0,20 ^{a)}	0,00	0,00
Dampf				
Transporte inkl. Treibstoff	0,10	0,20	0,00	0,20
Summe Entsorgungssystem	0,20	0,40	0,10	0,20
Strom	0,00	0,00	0,00	0,00
Dampf	0,00	0,00	0,10	0,00
Kunststoffe	1,20			
Ofenwärme		0,30		
Methanol				
Schweröl				0,20
Summe Substitution	1,20	0,30	0,10	0,30
Effekt	- 1,00	0,10	- 0,10	- 0,10

a) inkl. Zementofenfeuerung

Das Kriterium trägt kaum zur Ausdifferenzierung unter den verschiedenen Entsorgungsoptionen bei. So ähneln sich die Ergebnisse unter den thermischen Optionen sehr, mit leichten Vorteilen für den Einsatz im Hochofen bzw. die Behandlung in einer Müllverbrennungsanlage. Bei der werkstofflichen Verwertung übertreffen die erzielbaren Substitutionserfolge um den Faktor 6 diejenigen des eigentlichen Abfallverwertungsprozesses. Das Ergebnis der werkstofflichen Verwertung hebt sich daher in Summe gegenüber den Alternativen ab.

Wirkungskategorie Ressourcenbeanspruchung (C)

Die Wirkungskategorie der Beanspruchung fossiler Ressourcen hat eine mittlere ökologische Bedeutung. Diese lässt sich ableiten aus einer mittleren Bedeutung hinsichtlich des ökologischen Gefährdungspotenzials in Verbindung mit einer großen Bedeutung aus dem Abstand zum Schutzziel d.h. der derzeitigen Belastungssituation. Die Diskussion erfolgt vor allem anhand des Parameters Rohöläquivalente.

Betrachtet man sich die Ergebnisse über die einzelnen Verwertungsoptionen hinweg, zeigen sich deutliche Unterschiede im Ergebnis. So weist der Einsatz im Zementofen gegenüber dem Referenzsystem Müllverbrennungsanlage keine Vorteile auf. Der Einsatz in einem Hochofen ist bezogen auf eine zu entsorgende Menge von nur 30.000 Jahrestonnen rechnerisch um einen Betrag besser, der 5.000 EDW entspricht.

Tab. 2-14 Sektoralanalyse der Ergebnisse der unterschiedlichen Entsorgungsoptionen, bezogen auf den Durchsatz von 1000 kg Kunststoffabfall: Wirkungskategorie Ressourcenbeanspruchung

in kg Rohöl-Äq.	werkstofflich	Zementofen	MVA	Hochofen
Sortierung, Aufbereitung, Granulatherstellung, MVA	44,20	0,00	0,00	0,00
Energiebereitstellung	83,30	26,30 ^{a)}	7,90	29,00
Dampf				
Transporte inkl. Treibstoff	44,90	66,90	17,00	66,90
Summe Entsorgungssystem	172,40	93,20	24,80	95,90
Strom	6,70	6,10	23,30	6,10
Dampf	28,00	25,50	97,50	25,50
Kunststoffe	1.107,00			
Ofenwärme		132,70		
Methanol				
Schweröl				607,80
Summe Substitution	1.141,70	164,30	120,80	639,30
Effekt	- 969,30	- 71,10	- 95,90	- 543,40

a) inkl. Zementofenfeuerung

Auch unter dem Gesichtspunkt der Ressourcenbeanspruchung weist die werkstoffliche Verwertung gegenüber allen bestehenden Alternativen deutliche Vorteile auf. In Summe sind die damit verbundenen rechnerischen Umweltentlastungen um den Faktor 2 höher als diejenigen, die mit einem Einsatz im Hochofen erzielt werden können.

Bei allen Entsorgungsoptionen übersteigen die erzielten Substitutionserfolge die mit der Abfallentsorgung selbst verbundenen Umweltlasten, nur in unterschiedlichem Maße (s.o.). besonders erfolgreich sind die Verwertungsansätze, die wie im Falle Einsatz im Hochofen oder in der werkstofflichen Verwertung Erdölprodukte ersetzen können. Diese Effekte erreichen innerhalb der beiden Äquivalenzsystem Anteile von 97% bzw. 95%.

Wirkungskategorie Versauerungspotenzial (B)

Der Wirkungskategorie Versauerungspotenzial kommt eine große ökologische Bedeutung zu. Sowohl das ökologische Gefährdungspotenzial als auch der Abstand zum Schutzziel (d.h. die derzeitige Belastungssituation) weisen eine große Bedeutung auf.

Die einzelnen diskutierten Entsorgungsoptionen unterscheiden sich zudem unter dem Gesichtspunkt Versauerungspotenzial deutlich im Ergebnis. Während die Entsorgung von 30.000 Jahrestonnen Kunststoffen über die werkstoffliche Verwertung zu einem Ergebnis führt, das gegenüber dem Referenzsystem Müllverbrennungsanlage um einen Betrag besser ist, der in etwa 18.000 EDW entspricht, schneiden die beiden Verwertungsalternativen deutlich schlechter ab. Gegenüber dem Referenzsystem weisen diese zum Einen keine Vorteile auf, die Differenz ist mit etwa 2.000 EDW weit weniger signifikant.

Bei der werkstofflichen Verwertung wird der Äquivalenzprozess über die Kunststoffsubstitution bestimmt. Die dort erzielten Substitutionserfolge liegen um den Faktor 50 höher als die Substitutionserfolge, die mit Behandlung in einer Müllverbrennungsanlage für die stofflichen verwertbaren Anteile verbunden sind. Nur bei der werkstofflichen Verwertung übersteigen zudem die Substitutionserfolge die mit der Entsorgung selbst verbundenen direkten Umweltwirkungen. In allen anderen Fällen ist dies nicht der Fall. Bei dem Referenzsystem Müllverbrennungsanlage entsprechen die substituierten Umweltwirkungen in etwa denen, die mit dem Entsorgungsprozess selbst verbunden sind.

Tab. 2-15 Sektoralanalyse der Ergebnisse der unterschiedlichen Entsorgungsoptionen, bezogen auf den Durchsatz von 1000 kg Kunststoffabfall: Wirkungskategorie Versauerungspotenzial

in Mol SO ₂ -Äq.	werkstofflich	Zementofen	MVA	Hochofen
Sortierung, Aufbereitung, Granulatherstellung, MVA	33,90	4,00	15,10	4,00
Energiebereitstellung Dampf	12,00	102,70 ^{a)}	0,50	9,50
Transporte inkl. Treibstoff	16,10	24,00	6,10	24,00
Summe Entsorgungssystem	61,90	130,60	21,70	37,40
Strom	2,30	2,10	8,00	2,10
Dampf	5,30	4,80	18,50	4,80
Kunststoffe	355,10			
Ofenwärme		98,80		
Methanol				
Schweröl				9,20
Summe Substitution	362,70	105,70	26,50	16,10
Effekt	- 300,70	24,90	4,80	21,30

a) inkl. Zementofenfeuerung

2.3.2.2 Ergebnisse für die einzelnen Verwertungsoptionen

Für die Verwertung von Bestandteilen des häuslichen Sperrmülls aus PUR-Material werden neben der werkstofflichen Verwertung nur der Einsatz im Zementofen sowie der Einsatz im Hochofen bilanziert und in ihren Umweltwirkungen bewertet. Die Verwertung über eine Methanolerzeugung bzw. der Einsatz im SVZ stellt keine betrachtete Alternative dar.

Werkstoffliche Verwertung

Die werkstoffliche Verwertung von Matratzen aus PUR-Material zeigt über alle diskutierten Wirkungskategorien deutliche Vorteile gegenüber dem Referenzsystem Müllverbrennungsanlage. In allen diskutierten Umweltwirkungskategorien übertrifft zudem der jeweils erzielte Substitutionserfolg deutlich die mit der Abfallentsorgung selbst verbundenen Umweltlasten. Dies ist in allen anderen Entsorgungsoptionen deutlich nicht der Fall.

Die rechnerischen ökologischen Erfolge einer werkstofflichen Verwertung dieser Abfälle sind zudem sehr bedeutend. Bezogen auf ein jährlich zur Entsorgung anfallenden Menge von nur 30.000 Jahrestonnen, erreichen die erzielten Erfolge im Vergleich zum Referenzsystem Werte von 5.000 bis 17.000 EDW. Es handelt sich hier um relativ ho-

he spezifische Erfolge. Die Substitution von PUR aus Neumaterial ist mit hohen Erfolgen verbunden.

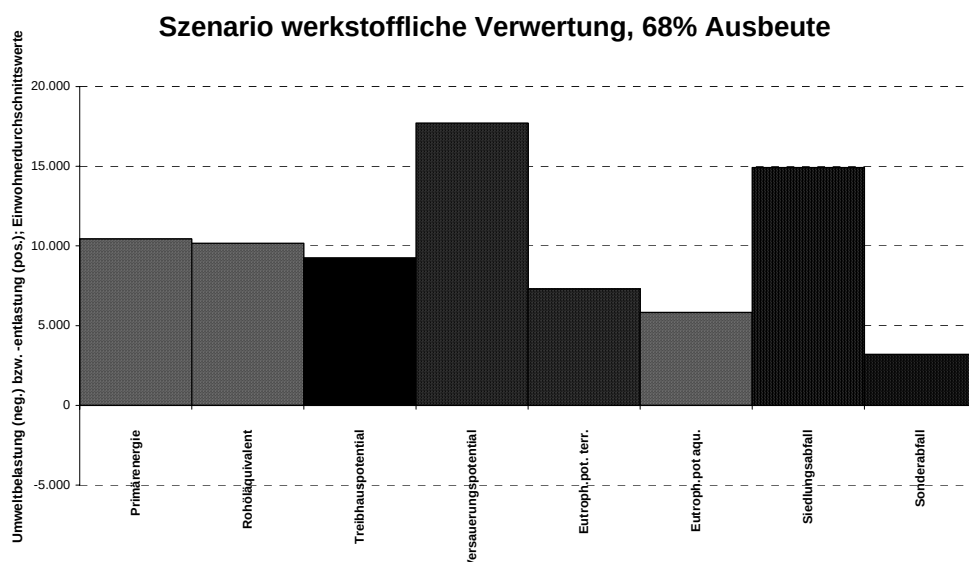


Abb. 2-12 **Ökologische Bewertung einer werkstofflichen Verwertung von Kunststoffen aus dem häuslichen Sperrmüll, bezogen auf eine Entsorgungsmenge von 30.000 Jahrestonnen; ausgedrückt in Einwohnerdurchschnittswerten**

Verwertung im Hochofen

Die Verwertung in einem Hochofen hat für die diskutierten Umweltwirkungen gegenüber dem Referenzsystem Müllverbrennungsanlage kaum signifikante Vorteile. Deutliche Ausnahme stellt allein die Frage der Ressourcenschonung dar, ausgedrückt in Rohöläquivalenten. Die Substitution des Schweröleinsatzes ist für diese Erfolge verantwortlich.

Bei durchaus bedeutenden Umweltwirkungskategorien wie Naturraumbeanspruchung, Versauerungs- und Eutrophierungspotenzial weist der Verwertungsansatz im Gegenteil gegenüber dem Referenzsystem tendenziell Schwächen auf. Die relativen Unterschiede sind jedoch vergleichsweise gering.

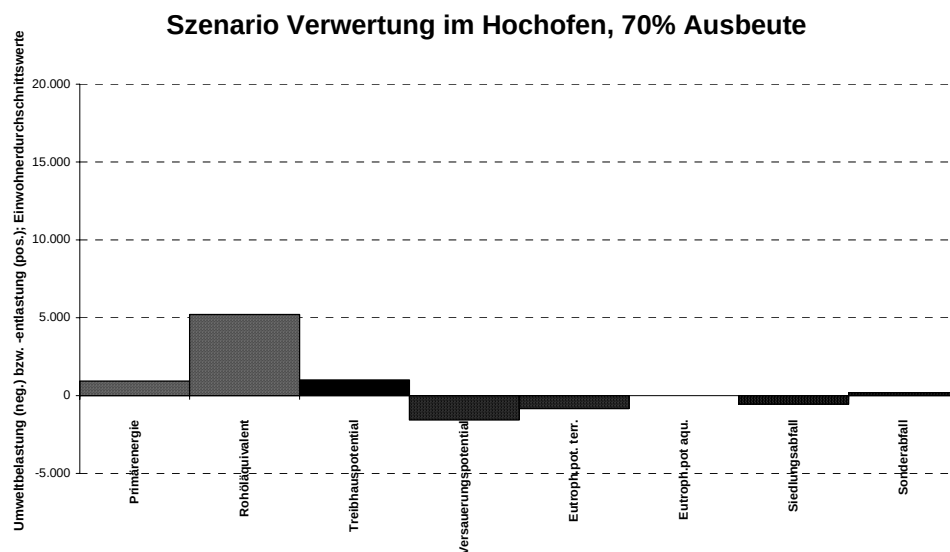


Abb. 2-13 **Ökologische Bewertung einer Verwertung von Kunststoffen aus dem häuslichen Sperrmüll im Hochofen, bezogen auf eine Entsorgungsmenge von 30.000 Jahrestonnen; ausgedrückt in Einwohnerdurchschnittswerten**

Verwertung im Zementofen

Vergleicht man die Ergebnisse zu den einzelnen Wirkungskategorien für den Einsatz im Zementofen mit denen für das Referenzsystem Müllverbrennungsanlage, so zeichnet sich zum Einen ein einheitliches Bild ab, zum Anderen sind die aufgeführten Unterschiede im Ergebnis vergleichsweise gering. Mit etwa 2.000 EDW hebt sich die Verwertung gegenüber einer Müllverbrennungsanlage noch am ehesten unter dem Gesichtspunkt Treibhauseffekt positiv ab. Gerade unter den Gesichtspunkten Eutrophierung terrestrisch und Versauerung gilt dies für einen annähernd gleichen Betrag jedoch in negativer Hinsicht.

Noch weniger als für die Verwertungsalternative Einsatz im Hochofen lassen sich für eine Verwertung im Zementofen gegenüber dem Referenzsystem eindeutige Vorteile erkennen. Da die angesetzten Ausbeuten recht hoch sind, lässt sich dies unmittelbar auf Schwächen der Einsätze in den Öfen zurückführen.

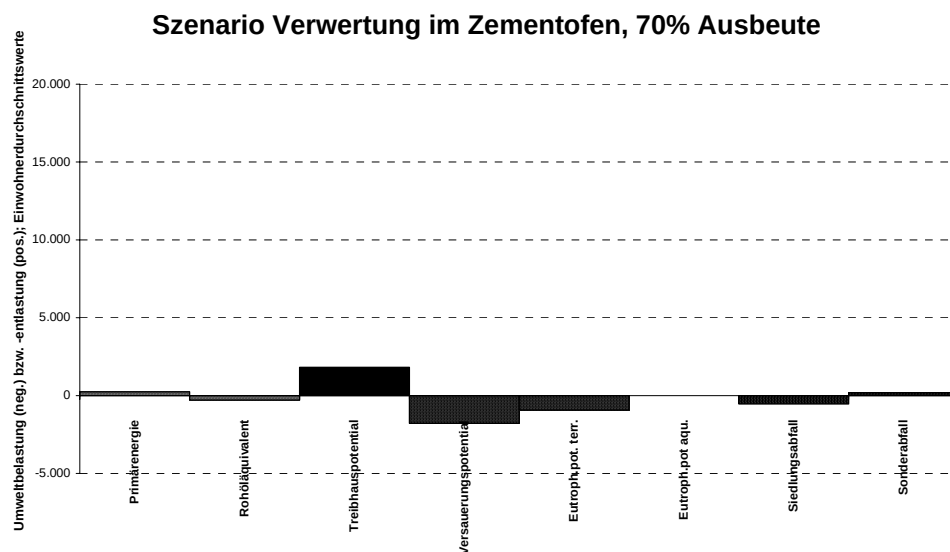


Abb. 2-14 **Ökologische Bewertung einer Verwertung von Kunststoffen aus dem häuslichen Sperrmüll im Zementofen, bezogen auf eine Entsorgungsmenge von 30.000 Jahrestonnen; ausgedrückt in Einwohnerdurchschnittswerten**

2.3.2.3 Ergebnisse über alle Wirkungskategorien

In Abbildung 2-15 sind alle Ergebnisse über alle diskutierten Entsorgungsalternativen und alle zur Bewertung herangezogenen Wirkungskategorien zusammengeführt. Die Ergebnisdarstellung erfolgt bezogen auf eine Entsorgungsmenge von 30.000 Jahrestonnen, ausgedrückt in Einwohnerdurchschnittswerten (EDW). Diskutiert werden die Stärken und Schwächen der unterschiedlichen Ansätze einer Verwertung von Matratzen und Polster aus PUR aus dem Haushaltssperrmüll. Referenzsystem ist die gemeinsame Entsorgung aller Sperrmüllbestandteile über eine Müllverbrennungsanlage als der klassischen Form der Abfallentsorgung.

Augenfällig ist zunächst, dass vor allem eine werkstoffliche Verwertung gegenüber dieser Alternative aus ökologischer Sicht deutlich mit Vorteilen verbunden ist. Die werkstoffliche Verwertung besitzt in allen diskutierten Wirkungskategorien deutliche Vorteile gegenüber einer thermischen Behandlung in der MVA.

Die beiden übrigen diskutierten Verwertungsansätze schneiden demgegenüber deutlich schlechter ab. So weist der Einsatz in einem Hochofen auch gegenüber einem Verbleib in der Restmülltonne Schwächen auf. Dies gilt vor allem für die Wirkungskategorien „Eutrophierung terrestrisch“, „Versauerungseffekt“ und „Siedlungsabfall“. Außer den Wirkungskategorien, die alle direkt auf den Aspekt Einsatz fossiler Ressourcen zu-

rückzuführen sind, lassen sich für die Verwertung im Hochofen keine spezifischen Vorteile erkennen.

Im Ergebnis bedeutet dies, dass aus ökologischer Sicht eine Verwertung der Sperrmüllbestandteile aus PUR nur dann sinnvoll ist, wenn diese werkstofflich erfolgt. Alle anderen Verwertungsansätze sind über alle diskutierten Wirkungskategorien hinweg nicht eindeutig mit ökologischen Vorteilen verbunden. Dies gilt vor allem für den Einsatz in Zementwerken.

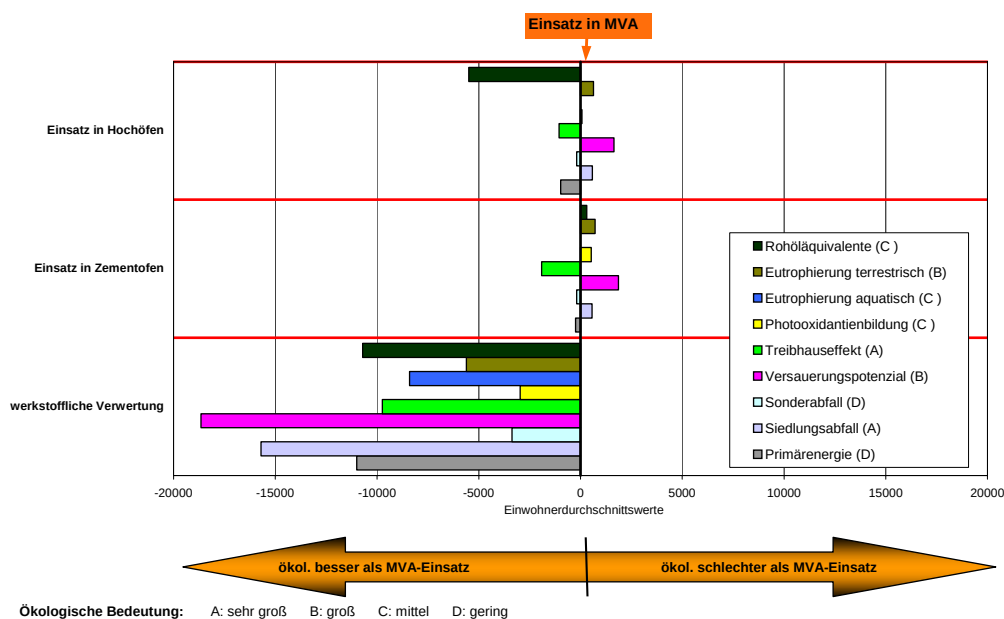


Abb. 2-15 Vergleichende Bewertung der Verwertung von Kunststoffen aus Haushaltssperrmüll (Matratzen und Polster), bezogen auf eine Entsorgungsmenge von 30.000 Jahrestonnen; ausgedrückt in Einwohnerdurchschnittswerten (EDW), bezogen auf den Einsatz in der MVA als Referenzsystem

2.4 Kunststoffe in privat entsorgten Gewerbeabfällen

Aus dem Anfallort private Gewerbeabfallerfassung werden unterschiedliche Abfallfraktionen diskutiert. Neben den gemischt anfallenden Kunststoffen handelt es sich um einzelne weitere Abfälle, die in vergleichsweise kleinem Mengenaufkommen in vergleichsweise reiner stofflicher Zusammensetzung einer Verwertung zugeführt werden können.

2.4.1 Gemischte Kunststoffabfälle aus privat entsorgten Gewerbeabfällen

Für die gemischten Kunststoffe aus der privaten Gewerbeabfallsammlung wird eine Verwertung eine Erfassungsquote von 80% angesetzt. Von den 402.000 Jahrestonnen werden so 322.000 Jahrestonnen einer Verwertung zugeführt. Gerade für die Kunststoffe aus der privaten Sammlung wird für die werkstoffliche Verwertung ein sehr hoher Abschlag von 50% angesetzt. Neben Störstoffbelastungen werden die hohen Anteile an Verbunden als Begründung für die hohe Abschlagrate herangezogen. Dieses Vorgehen beeinflusst die Ergebnisse deutlich, der weit überwiegende Teil der Kunststoffe gelangt in der Option werkstoffliche Verwertung eben nicht in diesen Weg sondern wird in der Berechnung einer Müllverbrennungsanlage zur Beseitigung zugeführt.

Entsprechende Aufbereitungsverfahren vorausgesetzt sind auch Verbunde einer werkstofflichen Verwertung zugänglich. Für reine Kunststoffverbunde ohne größere Abschläge, für Verbunde über verschiedene Werkstoffarten hinweg zumindest mittelfristig über den hier zugrundeliegenden Anteil von 50% hinaus. Die Erfassungsquoten berücksichtigend führt dies dazu, dass weniger als 20% der Kunststoffe im privat entsorgten Gewerbeabfall letztendlich in der Granulaterzeugung Verwendung finden.

Aufgrund der Vorgehensweise der vorliegenden Ökobilanzierung wird in der nachfolgenden Ergebnisdiskussion vor allem auf die werkstoffliche Verwertung als einzige tatsächlich bilanzierte Alternative eingegangen. Zur Beleuchtung der Ergebnisse der dazu bestehenden Alternativen sei auf die Diskussion zu Kunststoffen aus Haushalten verwiesen.

2.4.1.1 Ergebnisse für die einzelnen Wirkungskategorien

Wirkungskategorie Treibhauseffekt (A)

Dem Treibhauseffekt kommt eine sehr große ökologische Bedeutung zu, abgeleitet aus der sehr großen Bedeutung hinsichtlich der ökologischen Gefährdung (A) und dem sehr großen Abstand zum festgelegten Schutzziel (A).

Vergleicht man die Ergebnisse über die einzelnen Entsorgungsoptionen hinweg, so zeigen sich für alle Verwertungsoptionen relative Vorteile gegenüber der Müllverbrennungsanlage als Referenzsystem, allerdings in unterschiedlichem Ausmaß. Besonders vorteilhaft erweisen sich die Einsätze vor allem im Zementofen aber auch im Hochofen, eher weniger gut die werkstoffliche Verwertung sowie der Einsatz zur Erzeugung vom Methanol.

Auf die Randbedingungen der Verwertung im SVZ wurde bereits bei der Diskussion der Ergebnisse für Kunststoffe aus Haushalten ausführlich eingegangen. Das schlechte Ergebnis ist hier darauf zurückzuführen, dass das System über den Bedarf hinaus mit der Produktion von Dampf belastet ist.

Im Vergleich zu anderen werkstofflichen Verwertungsansätzen schneidet diese Option für diese Abfallart relativ schlecht ab. Dies ist nicht verwunderlich, wenn man vergewärtigt, dass nur ein relativ kleiner Anteil der Kunststoffe auch tatsächlich werkstofflich verwertet wird und der Großteil wenig vorteilhaft über die Müllverbrennungsanlage entsorgt werden muss. Die spezifischen Erfolge pro tatsächlich werkstofflich verwerteter Menge Kunststoff sind entsprechend hoch.

Tab. 2-16 Sektoralanalyse der Ergebnisse der Entsorgungsoption werkstoffliche Verwertung, bezogen auf den Durchsatz von 1000 kg Kunststoffabfall: Wirkungskategorie Treibhauseffekt

in kg CO ₂ -Äq.	werkstofflich	Zementofen	MVA	SVZ	Hochofen
Sortierung, Aufbereitung, Granulatherstellung, MVA	2.020				
Energiebereitstellung	360	siehe Ergebnisse für gemischte Kunststoffabfälle aus Haushalten			
Dampf					
Transporte inkl. Treibstoff	60				
Summe Entsorgungssystem	2.440	ca. 2.980	ca. 2.740	ca. 3.670	ca. 1.340
Strom	370				
Dampf	820				
Kunststoffe	490	siehe Ergebnisse für gemischte Kunststoffabfälle aus Haushalten			
Ofenwärme					
Methanol					
Schweröl					
Summe Substitution	1.680	ca. 3.100	ca. 1.560	ca. 2.590	ca. 840
Effekt	760	ca. - 120	ca. 1.190	ca. 1.080	ca. 490

a) inkl. Zementofenfeuerung

Wirkungskategorie Aquatische Eutrophierung (C)

Das Kriterium aquatische Eutrophierung besitzt mittlere ökologische Bedeutung, abgeleitet aus einer zwar eher großen Bedeutung hinsichtlich ihres ökologischen Gefährdungspotenzials in Verbindung mit einer eher mittleren Bedeutung hinsichtlich dem bestehenden Abstand zum Schutzziel, d.h. der tatsächlichen Belastungssituation.

Die absoluten Beiträge der unterschiedlichen Entsorgungsansätze zu dieser Wirkungskategorie sind so gering, dass diese Wirkungskategorie nicht zur Ausdifferenzierung der unterschiedlichen Entsorgungsoptionen dienen kann.

Tab. 2-17 Sektoralanalyse der Ergebnisse der Entsorgungsoption werkstoffliche Verwertung, bezogen auf den Durchsatz von 1000 kg Kunststoffabfall: Wirkungskategorie Eutrophierung aquatisch

in Mol PO ₄	werkstofflich	Zementofen	MVA	SVZ	Hochofen
Sortierung, Aufbereitung, Granulatherstellung, MVA	0,00				
Energiebereitstellung	0,00	siehe Ergebnisse für gemischte Kunststoffabfälle aus Haushalten			
Dampf					
Transporte inkl. Treibstoff	0,00				
Summe Entsorgungssystem	0,00	ca. 0	ca. 0	ca. 0,1	ca. 0
Strom	0,00				
Dampf	0,00				
Kunststoffe	0,00	siehe Ergebnisse für gemischte Kunststoffabfälle aus Haushalten			
Ofenwärme					
Methanol					
Schweröl					
Summe Substitution	0,00	ca. 0	ca. 0	ca. 0	ca. 0
Effekt	0	ca. 0	ca. 0	ca. 0,1	ca. 0

a) inkl. Zementofenfeuerung

Wirkungskategorie Terrestrische Eutrophierung (B)

Die Wirkungskategorie terrestrische Eutrophierung besitzt eine große ökologische Bedeutung, abgeleitet aus einer großen Bedeutung hinsichtlich ihres ökologischen Gefährdungspotenzials als auch hinsichtlich ihres Abstandes zum Schutzziel, d.h. der tatsächlichen Belastungssituation.

Betrachtet man sich die Ergebnisse für die einzelnen Entsorgungsoptionen, fällt auf, dass nur der Ansatz der werkstofflichen Verwertung im Vergleich zum Referenzszenario Müllverbrennungsanlage Vorteile aufweist. In allen anderen Fällen treten keine signifikanten Unterschiede bzw. weist die Müllverbrennung leichte Vorteile gegenüber den Verwertungsalternativen auf.

Die werkstoffliche Verwertungsoption ist auch die einzige diskutierte Alternative, bei der die erzielten Entlastungseffekte rechnerisch die direkten Umweltfolgen der Verwertung selbst übersteigen. Wie man aus Tabelle 2-18 ersehen kann, ist dies wesentlich auf die Substitutionserfolge der PUR-Verwertung zurückzuführen, obwohl in der Bilanz tatsächlich nur knapp 20% als Granulat über diese Weg genutzt werden. Steigende Ausbeuten würden die vergleichsweise hohen Aufwendungen für Sortierung und Aufbereitung umso mehr auch rechnerisch rechtfertigen.

Tab. 2-18 **Sektoralanalyse der Ergebnisse der Entsorgungsoption werkstoffliche Verwertung, bezogen auf den Durchsatz von 1000 kg Kunststoffabfall: Wirkungskategorie Eutrophierung terrestrisch**

in Mol PO ₄	werkstofflich	Zementofen	MVA	SVZ	Hochofen
Sortierung, Aufbereitung, Granulatherstellung, MVA	2,00				
Energiebereitstellung	0,40	siehe Ergebnisse für gemischte Kunststoffabfälle aus Haushalten			
Dampf					
Transporte inkl. Treibstoff	0,80				
Summe Entsorgungssystem	3,20	ca. 4,50	ca. 3,20	ca. 4,80	ca. 2,60
Strom	0,40				
Dampf	1,00				
Kunststoffe	3,10	siehe Ergebnisse für gemischte Kunststoffabfälle aus Haushalten			
Ofenwärme					
Methanol					
Schweröl					
Summe Substitution	4,50	ca. 2,80	ca. 1,80	ca. 2,80	ca. 1,10
Effekt	- 1,30	ca. 1,70	ca. 1,40	ca. 2,00	ca. 1,50

a) inkl. Zementofenfeuerung

Wirkungskategorie Naturraumbeanspruchung (A)

Die Wirkungskategorie Naturraumbeanspruchung ist von sehr hoher Bedeutung, abgeleitet aus einer ebenso großen Bedeutung hinsichtlich dem ökologischen Gefährdungspotenzial sowie dem derzeit bestehenden Abstand vom Schutzziel d.h. der bestehenden Belastungssituation. Zur Bewertung der Naturraumbeanspruchung lassen sich in dieser Untersuchung nur indirekte Wirkungen heranziehen, nämlich die mit der Verwertung verbundene Mengen an Abfällen, differenziert nach Siedlungs- und Sonderabfällen. Beanspruchungen über die industriellen Prozesse selbst, durch Transporte aber auch verursacht durch den Rohstoffbedarf lassen sich nicht erheben und damit bewerten. Die Aussagekraft der Ergebnisse bezogen auf diese Wirkungskategorie ist daher sehr eingeschränkt.

Die direkten Umweltfolgen unter diesem Gesichtspunkt ergeben sich über alle Alternativen aus der Menge Verbrennungsrückstände, die zur Entsorgung anfallen. Entsprechend schlecht schneidet die werkstoffliche Verwertung angesichts der großen Mengenanteile, die über eine Müllverbrennungsanlage entsorgt werden, ab. Die Produktion von Primärkunststoffen trägt außerordentlich zum Ergebnis bei. Pro kg erzeugten Kunststoffgranulats werden in der Ökobilanz 0,5 kg zu entsorgenden Siedlungsabfalls

errechnet. Obwohl nur knapp 20% der Mengenströme letztendlich zu Granulat verarbeitet werden, werden hierüber etwa 50% erzielten Substitutionserfolge erreicht.

Tab. 2-19 Sektoralanalyse der Ergebnisse der Entsorgungsoption werkstoffliche Verwertung, bezogen auf den Durchsatz von 1000 kg Kunststoffabfall: Wirkungskategorie Naturraumbeanspruchung

in kg Siedlungsabfall	werkstofflich	Zementofen	MVA	SVZ	Hochofen
Sortierung, Aufbereitung, Granulatherstellung, MVA	19,80				
Energiebereitstellung	0,30	siehe Ergebnisse für gemischte Kunststoffabfälle aus Haushalten			
Dampf					
Transporte inkl. Treibstoff	0,00				
Summe Entsorgungssystem	20,10	ca. 10,80	ca. 25,90	ca. 22,70	ca. 10,90
Strom	0,40				
Dampf	8,90				
Kunststoffe	9,20	siehe Ergebnisse für gemischte Kunststoffabfälle aus Haushalten			
Ofenwärme					
Methanol					
Schweröl					
Summe Substitution	18,50	ca. 5,20	ca. 12,10	ca. 11,10	ca. 5,00
Effekt	1,60	ca. 5,70	ca. 13,80	ca. 11,60	ca. 5,80

a) inkl. Zementofenfeuerung

Wirkungskategorie Photochemische Oxidantienbildung/Sommersmog (C)

Die Wirkungskategorie photochemische Oxidantienbildung leitet aus einer geringen ökologischen Bedeutung bzw. Gefährdung ab, verbunden allerdings mit einer großen Bedeutung hinsichtlich des Abstands zum Schutzziel, d.h. der bestehenden Belastungssituation.

Bei einem Vergleich der Ergebnisse über alle Entsorgungsoptionen zeigt sich, dass die werkstoffliche Verwertung sich in Summe am deutlichsten positiv vom Ergebnis des Referenzsystems abhebt. Da etwa 80% des Massenstroms analog zum Referenzsystem entsorgt werden, ist dies auf einen sehr hohen spezifischen Erfolg der Granulaterzeugung zurückzuführen. Da dem keine negativen Folgen für die Aufbereitung etc. gegenüberstehen, würden höhere Ausbeuten sich unmittelbar positiv auf das Ergebnis niederschlagen.

Tab. 2-20 Sektoralanalyse der Ergebnisse der Entsorgungsoption werkstoffliche Verwertung, bezogen auf den Durchsatz von 1000 kg Kunststoffabfall: Wirkungskategorie Sommersmogpotenzial

in kg Ethylen	werkstofflich	Zementofen	MVA	SVZ	Hochofen
Sortierung, Aufbereitung, Granulatherstellung, MVA	0,00	siehe Ergebnisse für gemischte Kunststoffabfälle aus Haushalten			
Energiebereitstellung	0,00				
Dampf					
Transporte inkl. Treibstoff	0,10				
Summe Entsorgungssystem	0,10	ca. 0,30	ca. 0,00	ca. 0,30	ca. 0,10
Strom	0,00	siehe Ergebnisse für gemischte Kunststoffabfälle aus Haushalten			
Dampf	0,10				
Kunststoffe	0,20				
Ofenwärme					
Methanol					
Schweröl					
Summe Substitution	0,30	ca. 0,40	ca. 0,20	ca. 0,10	ca. 0,30
Effekt	- 0,30	ca. - 0,10	ca. - 0,10	ca. 0,20	ca. - 0,20

a) inkl. Zementofenfeuerung

Wirkungskategorie Ressourcenbeanspruchung (C)

Die Wirkungskategorie der Beanspruchung fossiler Ressourcen hat eine mittlere ökologische Bedeutung. Diese lässt sich ableiten aus einer mittleren Bedeutung hinsichtlich des ökologischen Gefährdungspotenzials in Verbindung mit einer großen Bedeutung aus dem Abstand zum Schutzziel d.h. der derzeitigen Belastungssituation. Die Diskussion erfolgt vor allem anhand des Parameters Rohöläquivalente.

Im Vergleich über alle Entsorgungsalternativen zeigt sich, dass fast alle Optionen der Kunststoffverwertung mit Erfolge d.h. rechnerischen Umweltentlastungen gegenüber der Müllverbrennung als Referenz verbunden sind. Diese Erfolge fallen in unterschiedlicher Höhe aus, wobei die werkstoffliche Verwertung ein relativ günstiges Ergebnis zeigt. An das Ergebnis für die Option Verwertung im Hochofen reicht sie deutlich nicht heran, da die spezifischen Substitutionserfolge für die Granulatverwertung deutlich höher liegen als bspw. die Erfolge über das Referenzsystem, würde sich das Ergebnis bei größeren Ausbeuten entsprechend deutlich günstiger darstellen. Knapp 20% des Massenstroms erzielen knapp 70% des Substitutionserfolgs.

Das vergleichsweise ungünstige Abschneiden der Methanolerzeugung über SVZ ist den Bilanzierungsvorschriften geschuldet, nach denen dieser Verwertungsansatz mit

einer Produktion an Überschussdampf verbunden ist. Es sei an dieser Stelle auf die Diskussion im Rahmen der Bewertung der Verwertung von Kunststoffen aus Haushalten verwiesen.

Tab. 2-21 Sektoralanalyse der Ergebnisse der Entsorgungsoption werkstoffliche Verwertung, bezogen auf den Durchsatz von 1000 kg Kunststoffabfall: Wirkungskategorie Ressourcenbeanspruchung

in kg Rohöl-Äq.	werkstofflich	Zementofen	MVA	SVZ	Hochofen
Sortierung, Aufbereitung, Granulatherstellung, MVA	0,00				
Energiebereitstellung	28,30	siehe Ergebnisse für gemischte Kunststoffabfälle aus Haushalten			
Dampf					
Transporte inkl. Treibstoff	19,00				
Summe Entsorgungssystem	47,20	ca. 42,00	ca. 23,00	ca. 217,70	ca. 44,10
Strom	23,40				
Dampf	99,00				
Kunststoffe	253,60	siehe Ergebnisse für gemischte Kunststoffabfälle aus Haushalten			
Ofenwärme					
Methanol					
Schweröl					
Summe Substitution	376,00	ca. 214,80	ca. 160,30	ca. 555,10	ca. 675,70
Effekt	- 328,80	ca. - 173,90	ca. - 137,30	ca. 337,30	ca. - 631,60

a) inkl. Zementofenfeuerung

Wirkungskategorie Versauerungspotenzial (B)

Der Wirkungskategorie Versauerungspotenzial kommt eine große ökologische Bedeutung zu. Sowohl das ökologische Gefährdungspotenzial als auch der Abstand zum Schutzziel (d.h. die derzeitige Belastungssituation) weisen eine große Bedeutung auf.

Das Ergebnis für die werkstoffliche Verwertung erreicht, bezogen auf eine zu entsorgende Menge von 402.000 Jahrestonnen, in Relation zum Referenzsystem Müllverbrennung eine rechnerische Entlastung, die etwas mehr als 40.000 EDW entspricht. Diese Verwertungsoption weist damit das deutlich beste Ergebnis unter allen Alternativen auf. Wie man aus Tabelle 2-22 entnehmen kann, stellt diese Verwertungsalternative auch die einzige Option dar, die höhere Substitutionsbeträge erzielt als die Verwertung bzw. das abfallwirtschaftliche System selbst.

Führt man sich vor Augen, dass das für das Referenzsystem die Substitutionserfolge in etwa die direkten negativen Umweltwirkungen durch die Abfallentsorgung selbst auf-

wiegen, werden die spezifischen Erfolge der Granulaterzeugung deutlich. Mit dem Massenstromanteil von knapp 20% gelingt es über diesen Weg sich deutlich vom Referenzsystem abzuheben, obwohl die verbleibenden 80% analog zum Referenzsystem in der vorgenommenen Bilanzierung entsorgt werden.

Tab. 2-22 Sektoralanalyse der Ergebnisse der Entsorgungsoption werkstoffliche Verwertung, bezogen auf den Durchsatz von 1000 kg Kunststoffabfall: Wirkungskategorie Versauerungspotential

in Mol SO ₂	werkstofflich	Zementofen	MVA	SVZ	Hochofen
Sortierung, Aufbereitung, Granulaterstellung, MVA	22,70				
Energiebereitstellung	7,50	siehe Ergebnisse für gemischte Kunststoffabfälle aus Haushalten			
Dampf					
Transporte inkl. Treibstoff	6,80				
Summe Entsorgungssystem	36,90	ca. 133,00	ca. 35,40	ca. 61,80	ca. 27,50
Strom	8,10				
Dampf	18,80				
Kunststoffe	73,20	siehe Ergebnisse für gemischte Kunststoffabfälle aus Haushalten			
Ofenwärme					
Methanol					
Schweröl					
Summe Substitution	100,00	ca. 125,00	ca. 35,20	ca. 38,70	ca. 23,80
Effekt	- 63,10	ca. 7,90	ca. 0,30	ca. 23,10	ca. 3,80

a) inkl. Zementofenfeuerung

2.4.1.2 Ergebnisse für die einzelnen Verwertungsoptionen

Werkstoffliche Verwertung

Die werkstoffliche Verwertung stellt die Option für Kunststoffe aus der privaten Erfassung von Gewerbeabfällen dar, die über alle diskutierten Umweltwirkungskategorien Vorteile gegenüber dem Referenzsystem Müllverbrennungsanlage aufweisen kann. Entsprechend deutlich schneidet diese Option auch im Verhältnis zu den anderen diskutierten rohstofflichen und energetischen Verwertungsverfahren ab. Eine einzige relative Schwäche ergibt sich für diese Verwertung im Vergleich zum Einsatz im Hochofen unter dem Gesichtspunkt Treibhauseffekt.

Über eine Erfassungsquote von 80%, vor allem jedoch abgeleitet aus den spezifischen Erfordernissen des Verwertungsweges an die Kunststoffqualitäten in Kombination mit dem relativ hohen Grad an Verunreinigung wird für diese Verwertungsoption eine Aus-

beute von knapp 20% angesetzt. Diese Ausbeute liegt im Vergleich zu den Erfolgen der werkstofflichen Verwertung von gemischten Kunststoffen aus anderer Herkunft niedrig. Die Ausbeuten der konkurrierenden rohstofflichen und energetischen Verwertungsansätzen liegen um den Faktor 2 höher. Umso eindrücklicher ist das Ergebnis für diese werkstoffliche Verwertungsoption zu sehen und einzuschätzen.

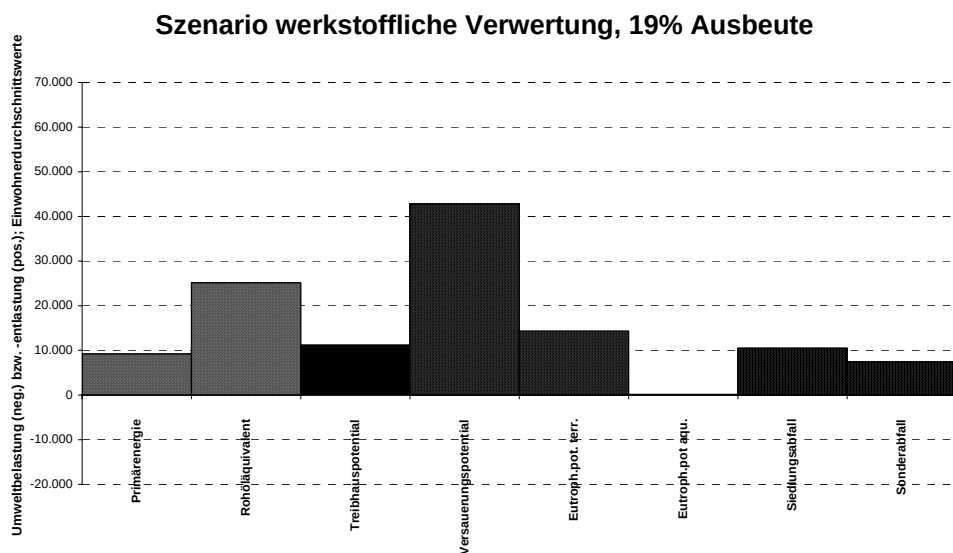


Abb. 2-16 **Ökologische Bewertung einer werkstofflichen Verwertung von Kunststoffen aus privat gesammelten Gewerbeabfällen, bezogen auf eine Entsorgungsmenge von 402.000 Jahrestonnen; ausgedrückt in Einwohnerdurchschnittswerten**

Verwertung im Zementofen

Zur Diskussion der Ergebnisse sei auf die Ausführungen bei gemischten Kunststoffen aus Haushalten verwiesen. Für gemischte Kunststoffe aus der privaten Sammlung von Gewerbeabfällen wurde keine eigenständige Bilanz durchgeführt.

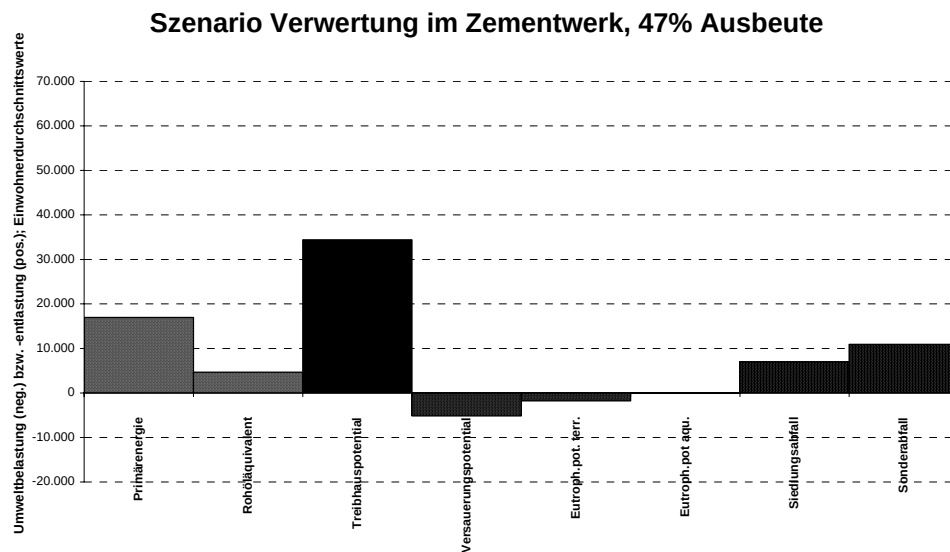


Abb. 2-17 **Ökologische Bewertung einer Verwertung von Kunststoffen aus privat gesammelten Gewerbeabfällen im Zementwerk, bezogen auf eine Entsorgungsmenge von 402.000 Jahrestonnen; ausgedrückt in Einwohnerdurchschnittswerten**

Verwertung zur Herstellung von Methanol

Zur Diskussion der Ergebnisse sei auf die Ausführungen bei gemischten Kunststoffen aus Haushalten verwiesen. Für gemischte Kunststoffe aus der privaten Sammlung von Gewerbeabfällen wurde keine eigenständige Bilanz durchgeführt.

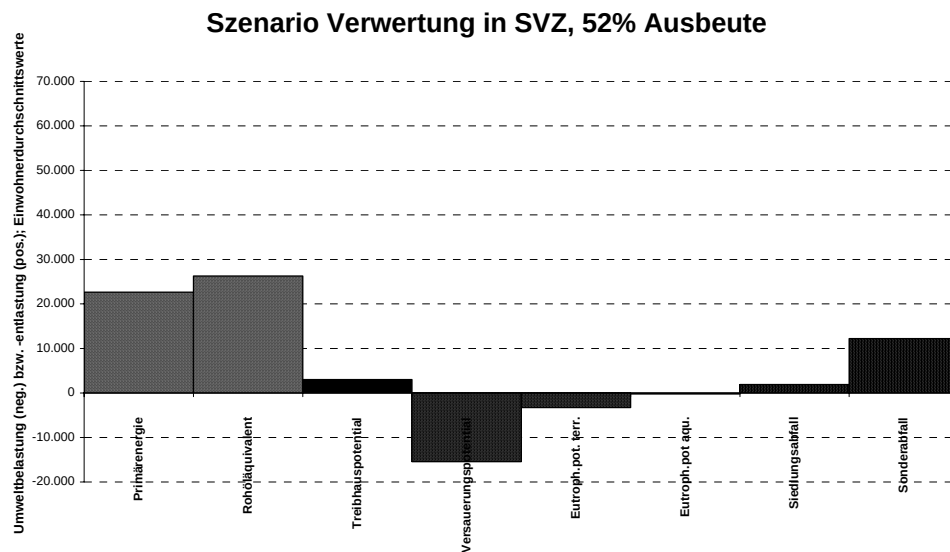


Abb. 2-18 **Ökologische Bewertung einer Verwertung von Kunststoffen aus privat gesammelten Gewerbeabfällen zu Methanol, bezogen auf eine Entsorgungsmenge von 402.000 Jahrestonnen; ausgedrückt in Einwohnerdurchschnittswerten**

Verwertung im Hochofen

Zur Diskussion der Ergebnisse sei auf die Ausführungen bei gemischten Kunststoffen aus Haushalten verwiesen. Für gemischte Kunststoffe aus der privaten Sammlung von Gewerbeabfällen wurde keine eigenständige Bilanz durchgeführt.

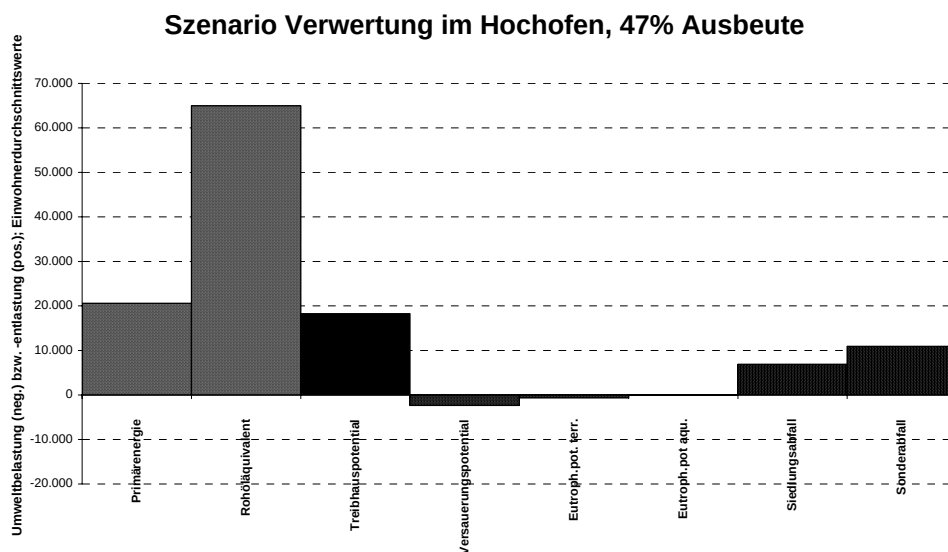


Abb. 2-19 **Ökologische Bewertung einer Verwertung von Kunststoffen aus privat gesammelten Gewerbeabfällen im Hochofen, bezogen auf eine Entsorgungsmenge von 402.000 Jahrestonnen; ausgedrückt in Einwohnerdurchschnittswerten**

2.4.1.3 Ergebnisse über alle Wirkungskategorien

Ein Vergleich über alle diskutierten Wirkungskategorien für alle Verwertungsansätze ermöglicht Abbildung 2-20. Referenzsystem bildet eine Beseitigung der Kunststoffe als Bestandteil der Entsorgung aller privat erfassten Gewerbeabfälle. Die Entsorgung erfolgt in diesem Fall in einer Müllverbrennungsanlage als Repräsentant der Abfallbeseitigung in Deutschland.

In allen diskutierten Wirkungskategorien weist allein die werkstoffliche Verwertung gegenüber dieser Abfallbeseitigung Vorteile auf. Die Vorteile treten unter anderem bei der Wirkungskategorie „Versauerungseffekt“ besonders deutlich zutage, einer Umweltwirkung, die bei allen anderen Verwertungsoptionen eher mit spezifischen Schwächen verbunden ist. Bei den Entsorgungsoptionen beschränken sich diese jedoch im Wesentlichen auf diese Wirkungskategorie, noch dazu in relativ geringer spezifischer Ausprägung. Nur die Erzeugung von Methanol als weitere Verwertungsoption weist hier und unter dem Gesichtspunkt „Photooxidantienbildung“ deutlichere Schwächen auf.

Hinsichtlich der Problematik Methanolerzeugung sei auf die Ausführungen zu den Ergebnissen der Verwertung gemischter Kunststoffabfälle aus Haushalten verwiesen. Die Methanolverwertung ist in der vorliegenden Bilanz verbunden mit der Notwendigkeit

der Erzeugung einer nicht unerheblichen Menge Dampf. Dies beeinträchtigt die ökologische Bewertung für diesen Verwertungsansatz sehr.

Im Ergebnis lässt sich festhalten, dass eine getrennte Bereitstellung der gewerblichen Kunststoffe für eine Verwertung immer dann unzweifelhaft mit ökologischen Vorteilen verbunden ist, wenn diese werkstofflich erfolgt oder aber mit einem Einsatz in Hochöfen oder Zementwerken verbunden ist. Für eine Verwertung zur Methanolerzeugung sind demgegenüber in weit geringerem Ausmaß Vorteile zu erkennen, im Gegenteil schneidet eine Entsorgung über eine Müllverbrennungsanlage demgegenüber nicht unbedingt schlechter ab, unter den genannten Randbedingungen der Bilanzierung.

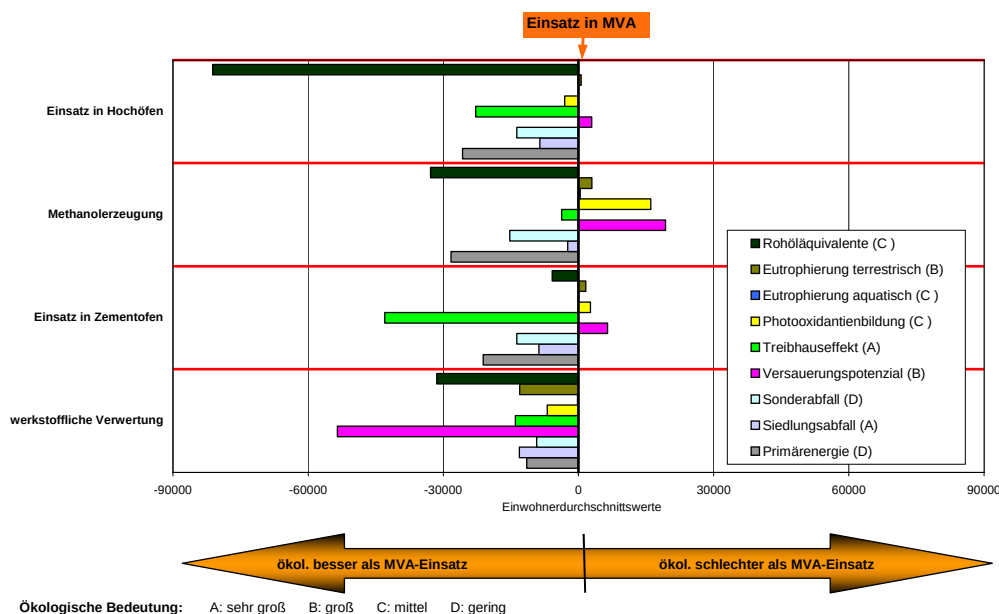


Abb. 2-20 Vergleichende Bewertung der Verwertung von Kunststoffen aus privat entsorgten Gewerbeabfällen, bezogen auf eine Entsorgungsmenge von 402.000 Jahrestonnen; ausgedrückt in Einwohnerdurchschnittswerten (EDW), bezogen auf den Einsatz in MVA als Referenzsystem

2.4.2 Getrennt erfasste Rohre (PVC und PE) aus privat entsorgten Gewerbeabfällen

Wie für alle anderen Kunststofffraktionen aus der privaten Entsorgung gewerblicher Abfälle wird auch für Rohre eine Erfassungsquote von 80% angenommen. Im Gegensatz zu den gemischt vorliegenden Kunststoffen bietet diese Artikel-Erfassung die Möglichkeit hoher Verwertungsanteile. Aufgrund ihrer stofflichen Homogenität und ein-

geschränkten Vielfalt werden in den Bilanzen knapp 72% (12.200 Jahrestonnen) der zu entsorgenden Menge (17.000 Jahrestonnen) auch bei dem werkstofflichen Ansatz in eine Verwertung gebracht.

Die rohstofflichen bzw. energetischen Verwertungsansätze unterscheiden sich hier deutlich. Es wird angenommen, dass die PVC-Rohre zur Einhaltung der an den Öfen eingeforderten Spezifikation abgetrennt werden müssen und als Aufbereitungsverluste einer Beseitigung in einer MVA zugeführt werden müssen. Die Verwertungsoptionen Einsatz in Zementofen oder Hochofen zeichnen sich daher dadurch aus, dass nur knapp 18% der Kunststoffe auch tatsächlich abschließend in diesen Verwertungsweg gelangen, d.h. über 80% thermisch in einer Müllverbrennungsanlage behandelt werden. Die Unterschiede dieser Optionen zum Referenzsystem Müllverbrennungsanlage sind daher hinsichtlich der Stoffströme vergleichsweise gering.

2.4.2.1 Ergebnisse für die einzelnen Wirkungskategorien

Wirkungskategorie Treibhauseffekt (A)

Dem Treibhauseffekt kommt eine sehr große ökologische Bedeutung zu, abgeleitet aus der sehr großen Bedeutung hinsichtlich der ökologischen Gefährdung (A) und dem sehr großen Abstand zum festgelegten Schutzziel (A).

Tab. 2-23 Sektoralanalyse der Ergebnisse der unterschiedlichen Entsorgungsoptionen, bezogen auf den Durchsatz von 1000 kg Kunststoffabfall: Wirkungskategorie Treibhauseffekt

in kg CO ₂ -Äq.	werkstofflich	Zementofen	MVA	Hochofen
Sortierung, Aufbereitung, Granulatherstellung, MVA	230	1.250	1.920	1.250
Energiebereitstellung	460	900 ^{a)}	40	240
Dampf				
Transporte inkl. Treibstoff	110	90	50	90
Summe Entsorgungssystem	790	2.250	2020	1.580
Strom	40	220	350	220
Dampf	90	490	770	490
Kunststoffe	1.820			
Ofenwärme		1.010		
Methanol				
Schweröl				80
Summe Substitution	1.950	1.720	1.110	790
Effekt	- 1.160	520	900	790

a) inkl. Zementofenfeuerung

Vergleicht man die Ergebnisse über die einzelnen Verwertungsansätze, zeigt sich ein deutlicher Vorteil der werkstofflichen Verwertung gegenüber allen Alternativen der energetischen oder rohstofflichen Verwertung. Nur bei der werkstofflichen Verwertung übertreffen die mit der Verwertung erzielten Substitutionserfolge deutlich die mit der Verwertung selbst verbundenen negativen Umweltlasten.

Aufgrund der sich durch die Ausschleusung von PVC-Rohren ergebenden geringen Ausbeuten ist dies für alle anderen Verwertungsansätze deutlich nicht gegeben. Gerade bei dem System Einsatz im Hochofen und dem Referenzsystem Müllverbrennungsanlage übertreffen die direkten negativen Umweltfolgen in ihrem Betrag um den Faktor 2 die erzielbaren Substitutionserfolge.

Wirkungskategorie Aquatische Eutrophierung (C)

Das Kriterium aquatische Eutrophierung besitzt mittlere ökologische Bedeutung, abgeleitet aus einer zwar eher großen Bedeutung hinsichtlich ihres ökologischen Gefährdungspotenzials in Verbindung mit einer eher mittleren Bedeutung hinsichtlich dem bestehenden Abstand zum Schutzziel, d.h. der tatsächlichen Belastungssituation.

Tab. 2-24 Sektoralanalyse der Ergebnisse der unterschiedlichen Entsorgungsoptionen, bezogen auf den Durchsatz von 1000 kg Kunststoffabfall: Wirkungskategorie Eutrophierung aquatisch

in Mol PO ₄	werkstofflich	Zementofen	MVA	Hochofen
Sortierung, Aufbereitung, Granulatherstellung, MVA	0,00	0,00	0,00	0,00
Energiebereitstellung	0,00	0,00 ^{a)}	0,00	0,00
Dampf	0,00	0,00	0,00	0,00
Transporte inkl. Treibstoff	0,00	0,00	0,00	0,00
Summe Entsorgungssystem	0,00	0,00	0,00	0,00
Strom	0,00	0,00	0,00	0,00
Dampf	0,00	0,00	0,00	0,00
Kunststoffe	0,20			
Ofenwärme		0,00		
Methanol				
Schweröl				0,00
Summe Substitution	0,20	0,00	0,00	0,00
Effekt	- 0,20	0,00	0,00	0,00

a) inkl. Zementofenfeuerung

Die Ergebnisse der Wirkungskategorie tragen nicht zur Ausdifferenzierung unter den bestehenden Verwertungsalternativen bei. Nur für die Herstellung von Kunststoffen aus primären Rohstoffen sind merkbare Umwelteffekte zu verzeichnen. Die werkstoffliche

Verwertung erlangt durch die darüber erzielbaren Substitutionserfolge einen relativen Vorteil.

Wirkungskategorie Terrestrische Eutrophierung (B)

Die Wirkungskategorie terrestrische Eutrophierung besitzt eine große ökologische Bedeutung, abgeleitet aus einer großen Bedeutung hinsichtlich ihres ökologischen Gefährdungspotenzials als auch hinsichtlich ihres Abstandes zum Schutzziel, d.h. der tatsächlichen Belastungssituation.

Tab. 2-25 Sektoralanalyse der Ergebnisse der unterschiedlichen Entsorgungsoptionen, bezogen auf den Durchsatz von 1000 kg Kunststoffabfall: Wirkungskategorie Eutrophierung terrestrisch

in Mol PO ₄	werkstofflich	Zementofen	MVA	Hochofen
Sortierung, Aufbereitung, Granulatherstellung, MVA	0,10	0,90	1,10	0,90
Energiebereitstellung Dampf	0,50	1,00 ^{a)}	0,10	0,30
Transporte inkl. Treibstoff	1,40	1,20	0,70	1,20
Summe Entsorgungssystem	2,10	3,10	1,80	2,30
Strom	0,10	0,30	0,40	0,30
Dampf	0,10	0,60	0,90	0,60
Kunststoffe	11,50			
Ofenwärme		0,80		
Methanol				
Schweröl				0,20
Summe Substitution	11,70	1,70	1,30	1,00
Effekt	- 9,60	1,40	0,50	1,30

a) inkl. Zementofenfeuerung

Während die werkstoffliche Verwertung gegenüber dem Referenzsystem deutliche ökologische Vorteile besitzt, weisen die beiden rohstofflichen und energetischen Verwertungsalternativen keine signifikanten Unterschiede zum Referenzsystem auf. Durch den vergleichsweise hohen Aufwand bei zugleich geringer Ausbeute stehen die direkten negativen Umweltfolgen der Verwertungssysteme selbst in keinem günstigen Verhältnis zu den erzielbaren Substitutionserfolgen.

Nur bei der werkstofflichen Verwertung übertreffen die Substitutionserfolge die negativen Umweltfolgen des Verwertungssystems und zwar deutlich. Dies ist zurückzuführen auf den hohen Substitutionserfolg gegenüber der Herstellung von Kunststoffen aus Primärmaterial.

Wirkungskategorie Naturraumbeanspruchung (A)

Die Wirkungskategorie Naturraumbeanspruchung ist von sehr hoher Bedeutung, abgeleitet aus einer ebenso großen Bedeutung hinsichtlich des ökologischen Gefährdungspotenzials sowie des derzeit bestehenden Abstands vom Schutzziel, d.h. der bestehenden Belastungssituation. Zur Bewertung der Naturraumbeanspruchung lassen sich in dieser Untersuchung nur indirekte Wirkungen heranziehen, nämlich die mit der Verwertung verbundene Mengen an Abfällen, differenziert nach Siedlungs- und Sonderabfällen. Beanspruchungen über die industriellen Prozesse selbst, durch Transporte aber auch verursacht durch den Rohstoffbedarf lassen sich nicht erheben und damit bewerten. Die Aussagekraft der Ergebnisse bezogen auf diese Wirkungskategorie ist daher sehr eingeschränkt.

Tab. 2-26 Sektoralanalyse der Ergebnisse der unterschiedlichen Entsorgungsoptionen, bezogen auf den Durchsatz von 1000 kg Kunststoffabfall: Wirkungskategorie Naturraumbeanspruchung

in kg Siedlungsabfall	werkstofflich	Zementofen	MVA	Hochofen
Sortierung, Aufbereitung, Granulatherstellung, MVA	1,30	11,20	11,20	11,20
Energiebereitstellung Dampf	0,50	0,20 ^{a)}	0,00	0,20
Transporte inkl. Treibstoff	0,00	0,00	0,00	0,00
Summe Entsorgungssystem	1,80	11,40	11,20	11,50
Strom	0,00	0,20	0,40	0,20
Dampf	1,00	5,30	8,40	5,30
Kunststoffe	63,50			
Ofenwärme		0,10		
Methanol				
Schweröl				0,00
Summe Substitution	64,50	5,60	8,70	5,50
Effekt	- 62,70	5,90	2,50	5,90

a) inkl. Zementofenfeuerung

Während sich die Mengen Siedlungsabfall sehr ähneln, die rechnerisch bei den energetischen und rohstofflichen Verwertungsansätzen zur Entsorgung auf Deponien anfallen, übertreffen die erzielbaren Substitutionserfolge des Referenzsystems leicht diejenigen dieser beiden Verwertungsalternativen. In „Summe“ sind die Unterschiede dieser Verwertungsalternativen gegenüber dem Referenzsystem jedoch vergleichsweise gering. Die Mengenströme ähneln sich letztendlich sehr, so dass das Ergebnis sich ähneln muss.

Ganz anders zeigt sich die Situation für die werkstoffliche Verwertung. Durch die sehr hohe Ausbeute gelangt der weit überwiegender Teil der zur Entsorgung anfallenden Kunststoffabfälle in die Verwertung und nicht als Reste in die Müllverbrennungsanlagen. Die spezifische Menge Siedlungsabfall ist daher für diesen Verwertungsansatz vergleichsweise gering. Ganz anders zeigt sich die Situation bei den erzielbaren Substitutionserfolgen. Diese liegen um den Faktor 10 höher als diejenigen der bestehenden Entsorgungsalternativen. Inwieweit die über die Produktionskette anfallenden Rückstände tatsächlich als Siedlungsabfall auf Deponien abgelagert werden müssen und damit potenziell Naturräume beanspruchen, ist in dieser Höhe fraglich und beeinflusst das relative Ergebnis der Optionen zueinander stark.

Wirkungskategorie Photochemische Oxidantienbildung/Sommersmog (C)

Die Wirkungskategorie photochemische Oxidantienbildung leitet aus einer geringen ökologischen Bedeutung bzw. Gefährdung ab, verbunden allerdings mit einer großen Bedeutung hinsichtlich des Abstands zum Schutzziel, d.h. der bestehenden Belastungssituation.

Tab. 2-27 Sektoralanalyse der Ergebnisse der unterschiedlichen Entsorgungsoptionen, bezogen auf den Durchsatz von 1000 kg Kunststoffabfall: Wirkungskategorie Sommersmogpotenzial

in kg Ethylen	werkstofflich	Zementofen	MVA	Hochofen
Sortierung, Aufbereitung, Granulatherstellung, MVA	0,00	0,00	0,00	0,00
Energiebereitstellung	0,00	0,10 ^{a)}	0,00	0,00
Dampf				
Transporte inkl. Treibstoff	0,10	0,10	0,00	0,10
Summe Entsorgungssystem	0,10	0,20	0,10	0,10
Strom	0,00	0,00	0,00	0,00
Dampf	0,00	0,10	0,10	0,10
Kunststoffe	1,10			
Ofenwärme		0,10		
Methanol				
Schweröl				0,10
Summe Substitution	1,10	0,20	0,10	0,20
Effekt	- 1,00	- 0,10	- 0,10	- 0,10

a) inkl. Zementofenfeuerung

Die Unterschiede der verschiedenen Ansätze der Entsorgung von Rohren ergeben sich auch in dieser Wirkungskategorie nur im Vergleich der werkstofflichen Option gegenüber allen anderen Alternativen. Begründet ist dies allein auf dem vergleichsweise hohen Substitutionserfolg, den die werkstoffliche Verwertung erzielen kann. In allen ande-

ren Aspekten sowohl im Entsorgungsprozess selbst wie auch in den Äquivalenzprozessen unterscheiden sich die jeweiligen Ergebnisse wenig.

Wirkungskategorie Ressourcenbeanspruchung (C)

Die Wirkungskategorie der Beanspruchung fossiler Ressourcen hat eine mittlere ökologische Bedeutung. Diese lässt sich ableiten aus einer mittleren Bedeutung hinsichtlich des ökologischen Gefährdungspotenzials in Verbindung mit einer großen Bedeutung aus dem Abstand zum Schutzziel d.h. der derzeitigen Belastungssituation. Die Diskussion erfolgt vor allem anhand des Parameters Rohöläquivalente.

Tab. 2-28 Sektoralanalyse der Ergebnisse der unterschiedlichen Entsorgungsoptionen, bezogen auf den Durchsatz von 1000 kg Kunststoffabfall: Wirkungskategorie Ressourcenbeanspruchung

in kg Rohöl-Äq.	werkstofflich	Zementofen	MVA	Hochofen
Sortierung, Aufbereitung, Granulatherstellung, MVA	0,00	0,00	0,00	0,00
Energiebereitstellung Dampf	29,80	17,80 ^{a)}	7,60	18,60
Transporte inkl. Treibstoff	33,80	27,90	17,00	27,90
Summe Entsorgungssystem	63,60	45,70	24,50	46,50
Strom	2,60	14,10	22,10	14,10
Dampf	11,00	59,10	93,00	59,10
Kunststoffe	793,80			
Ofenwärme		61,10		
Methanol				
Schweröl				253,80
Summe Substitution	807,30	134,30	115,10	327,00
Effekt	- 743,70	- 88,60	- 90,50	- 280,50

a) inkl. Zementofenfeuerung

Die spezifischen Erfolge einer Substitution einer Kunststoffherzeugung aus Primärmaterial sind sehr hoch. Gelingt es einem Verwertungssystem, große Anteile der erfassten Abfallmengen über die einzelnen Aufbereitungsschritte dieser werkstofflichen Verwertung zuzuführen, führt dies rechnerisch zu deutlichen Umweltentlastungseffekten. Im Falle der Entsorgung von getrennt bereit gestellten Rohren führt dies zu einem auch gegenüber der Alternative des Einsatzes im Hochofen sehr guten Ergebnis. Obwohl nur ein vergleichsweise kleiner Mengenstrom tatsächlich einer Verwertung im Hochofen zugeführt werden kann und der weit überwiegenden Teil zur Entsorgung Müllverbrennungsanlagen zugewiesen wird, hebt sich diese Verwertungsoption doch deutlich positiv gegenüber dem Referenzsystem ab.

Die Erfolge aus den Äquivalenzsystemen sind sowohl für die Option Einsatz im Zementofen als auch für das Referenzsystem deutlich niedriger, auch in diesen Fällen

übertreffen die Substitutionserfolge jedoch die direkt mit der Entsorgung verbundenen negativen Umwelteffekte.

Wirkungskategorie Versauerungspotenzial (B)

Der Wirkungskategorie Versauerungspotenzial kommt eine große ökologische Bedeutung zu. Sowohl das ökologische Gefährdungspotenzial als auch der Abstand zum Schutzziel (d.h. die derzeitige Belastungssituation) weisen eine große Bedeutung auf.

Tab. 2-29 Sektoralanalyse der Ergebnisse der unterschiedlichen Entsorgungsoptionen, bezogen auf den Durchsatz von 1000 kg Kunststoffabfall: Wirkungskategorie Versauerungspotenzial

in kg Rohöl-Äq.	werkstofflich	Zementofen	MVA	Hochofen
Sortierung, Aufbereitung, Granulatherstellung, MVA	1,90	11,50	15,80	11,50
Energiebereitstellung Dampf	10,10	48,50 ^{a)}	0,50	5,10
Transporte inkl. Treibstoff	12,20	10,00	6,10	10,00
Summe Entsorgungssystem	24,10	70,00	22,40	26,60
Strom	0,90	4,90	7,60	4,90
Dampf	2,10	11,20	17,60	11,20
Kunststoffe	253,20			
Ofenwärme		45,50		
Methanol				
Schweröl				3,80
Summe Substitution	256,20	61,60	25,20	19,90
Effekt	- 232,10	8,40	- 2,90	6,70

a) inkl. Zementofenfeuerung

Aufgrund der abfallwirtschaftlichen Randbedingungen, nach denen nur ein verhältnismäßig kleiner Anteil der getrennt bereitgestellten Rohre für eine Verwertung in Zementöfen und Hochöfen verwendet werden kann, gelingt es diesen beiden Verwertungsoptionen nicht, die mit der Entsorgung selbst verbundenen Umweltwirkungen durch die erzielten Substitutionserfolge aufzuwiegen. Dies gelingt jedoch dem Referenzsystem selbst, zurückzuführen auf die vergleichsweise geringen negativen Umwelteffekte aus der Entsorgung selbst.

Deutlich anders zeigt sich die Situation bei der werkstofflichen Verwertung. Hier sind die Umweltlasten aus der Verwertung selbst vergleichbar mit den bestehenden Entsorgungsalternativen. Nicht zuletzt aufgrund der wesentlich höheren Ausbeute stehen den Aufwendungen auch entsprechende Erfolge gegenüber. Die Substitutionserfolge der

werkstofflichen Verwertung liegen um den Faktor 4 bis 10 höher als diejenigen der Entsorgungsalternativen.

2.4.2.2 Ergebnisse für die einzelnen Verwertungsoptionen

werkstoffliche Verwertung

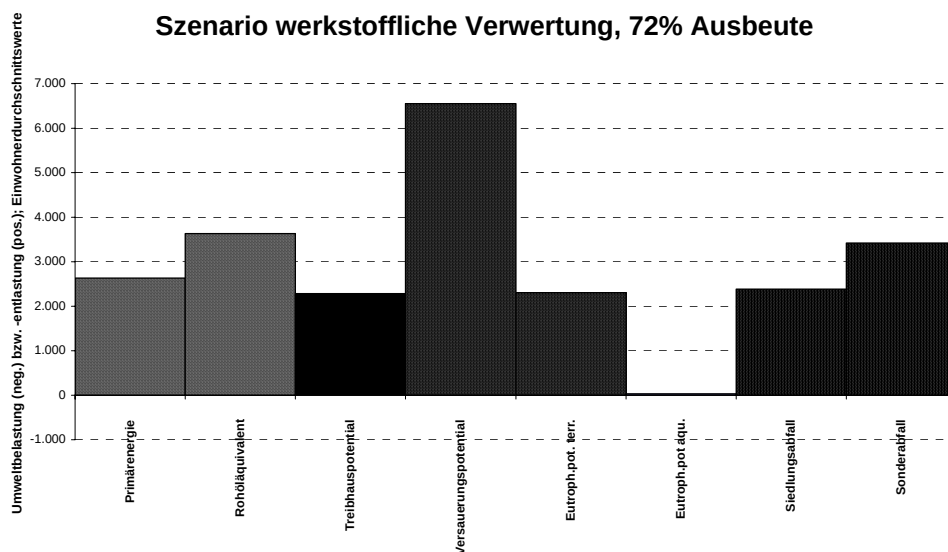


Abb. 2-21 Ökologische Bewertung einer werkstofflichen Verwertung von Kunststoffen aus privat gesammelten Gewerbeabfällen (Rohre), bezogen auf eine Entsorgungsmenge von 17.000 Jahrestonnen; ausgedrückt in Einwohnerdurchschnittswerten

Mit den abfallwirtschaftlichen Rahmenbedingungen einer hohen Ausbeute im Verwertungssystem gelingt es der werkstofflichen Verwertung, sich deutlich positiv gegenüber dem Referenzsystem Müllverbrennungsanlage abzusetzen. Mit Ausnahme der Wirkungskategorien Eutrophierung aquatisch, die grundsätzlich nicht zur Ausdifferenzierung beiträgt, sind die Erfolge in allen Wirkungskategorien erkennbar. In der Wirkungskategorie Versauerungspotenzial wird durch die Verwertung von (nur) 17.000 Jahrestonnen Kunststoffabfällen ein Substitutionserfolg gegenüber dem Referenzsystem erzielt, das der rechnerischen Umweltwirkung von 6.500 EDW entspricht.

Auch in den Wirkungskategorien, denen eine sehr große Bedeutung zugesprochen wird, weist die werkstoffliche Verwertung deutliche Erfolge auf. Sowohl bei Treibhauswirkung als auch bei Naturraumbeanspruchung (Mengen Siedlungsabfall) entspricht dies jeweils mehr als 2.000 EDW.

Verwertung im Zementofen

Für die Verwertung im Zementofen ist unter den gegebenen abfallwirtschaftlichen Randbedingungen kaum ein Vorteil aber auch kein signifikanter Nachteil gegenüber dem Referenzsystem Müllverbrennungsanlage zu erkennen. Aufgrund der Massenströme, d.h. der Zuordnung von über 80% der Abfallmengen zu einer Müllverbrennungsanlage als Beseitigungsoption, gelingt es dieser Verwertungsoption nicht, sich von einer vollständigen Entsorgung der Kunststoffe in eben einer Müllverbrennungsanlage abzuheben.

Im Vergleich zum Referenzsystem weist die Verwertung im Zementofen leichte Vorteile unter dem Aspekt Treibhauswirkung auf, denen jedoch Schwächen vor allem hinsichtlich Versauerungspotenzial und Eutrophierung terrestrisch gegenüber stehen.

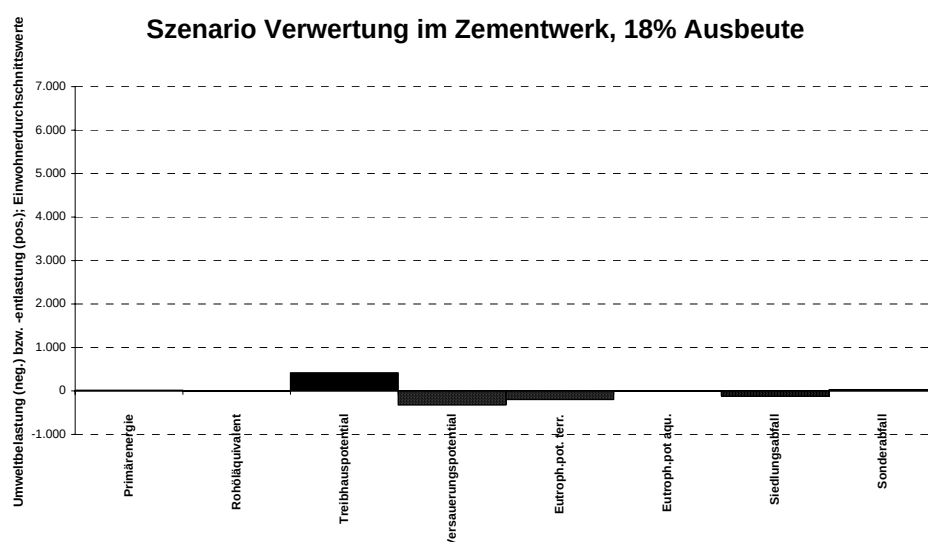


Abb. 2-22 **Ökologische Bewertung einer Verwertung von Kunststoffen aus privat gesammelten Gewerbeabfällen (Rohre) im Zementwerk, bezogen auf eine Entsorgungsmenge von 17.000 Jahrestonnen; ausgedrückt in Einwohnerdurchschnittswerten**

Verwertung im Hochofen

Für die Verwertung im Hochofen ist unter den gegebenen abfallwirtschaftlichen Randbedingungen kaum ein Vorteil, aber auch kein signifikanter Nachteil gegenüber dem Referenzsystem Müllverbrennungsanlage zu erkennen. Aufgrund der Massenströme, d.h. der Zuordnung von über 80% der Abfallmengen zu einer Müllverbrennungsanlage als Beseitigungsoption, gelingt es dieser Verwertungsoption nicht, sich von einer voll-

ständigen Entsorgung der Kunststoffe in eben einer Müllverbrennungsanlage abzuheben.

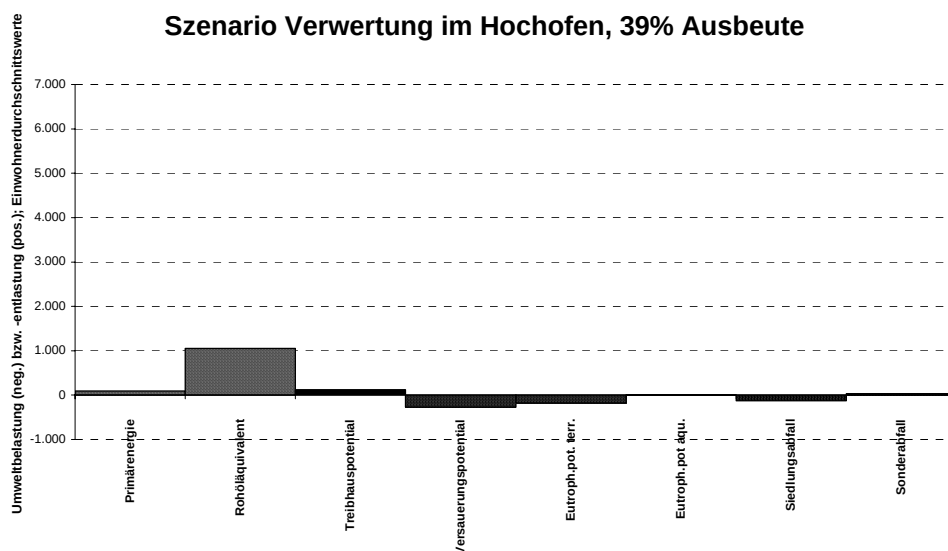


Abb. 2-23 **Ökologische Bewertung einer Verwertung von Kunststoffen aus privat gesammelten Gewerbeabfällen (Rohre) im Hochofen, bezogen auf eine Entsorgungsmenge von 17.000 Jahrestonnen; ausgedrückt in Einwohnerdurchschnittswerten**

Am ehesten gelingt dies hinsichtlich dem Wirkungsaspekt Einsparung fossiler Ressourcen. Hier weist die Option Einsatz im Zementofen spezifische Vorteile auf, die angesichts der geringen Massenströme für die Entsorgung von Rohren nicht ausreichend zum Tragen kommt. Bei allen anderen Wirkungskategorien sind weder signifikante Stärken noch signifikante Schwächen gegenüber dem Referenzsystem zu erkennen.

2.4.2.3 Ergebnisse über alle Wirkungskategorien

In Abbildung 2-24 sind für alle diskutierten Wirkungskategorien und alle bestehenden Entsorgungsalternativen die Ergebnisse dargestellt. Der Verbleib der Rohre im Restabfallstrom privat entsorgte Gewerbeabfälle und die Entsorgung über eine Müllverbrennungsanlage stellt das Referenzsystem dar.

Betrachtet man sich die Ergebnisse, so fallen zunächst die großen Unterschiede zwischen den einzelnen Verwertungsoptionen auf. So weist die werkstoffliche Verwertung unter allen diskutierten Wirkungskategorien deutliche spezifische Vorteile auf, alle dazu bestehenden Verwertungsalternativen sind ökologisch deutlich schlechter. So stehen bei der Verwertung in Hochofen und Zementwerken spezifischen Stärken auch immer

entsprechende Schwächen gegenüber. Sowohl die Stärken als auch die Schwächen gegenüber einer Beseitigung in einer Müllverbrennungsanlagen sind zudem vergleichsweise wenig ausgeprägt.

Das Ergebnis der unterschiedlichen Verwertungsoptionen wird dadurch wesentlich bestimmt, dass davon ausgegangen wird, dass die Anteile PVC-Rohre in dieser Kunststofffraktion nicht den Spezifikationen entsprechen, die Zement- und Hochöfen an die verwertete Abfallqualität stellen. Der Mengenstrom, der tatsächlich diese Verwertungsanlagen erreicht, ist daher mit 18% sehr klein und deutlich geringer, als dies eine werkstoffliche Verwertung möglich macht. Dieser Verwertungsoption gelingt es daher, ihre spezifischen Stärken unter vielen Wirkungskategorien zum Ausdruck zu bringen.

Im Ergebnis lässt sich festhalten, dass eine getrennte Bereitstellung von Rohren aus ökologischer Sicht nur dann vorteilhaft ist, wenn damit eine werkstoffliche Verwertung verbunden ist. Bei allen anderen dazu bestehenden Verwertungsalternativen sind gegenüber einer Beseitigung keine eindeutigen Vorteile zu erkennen.

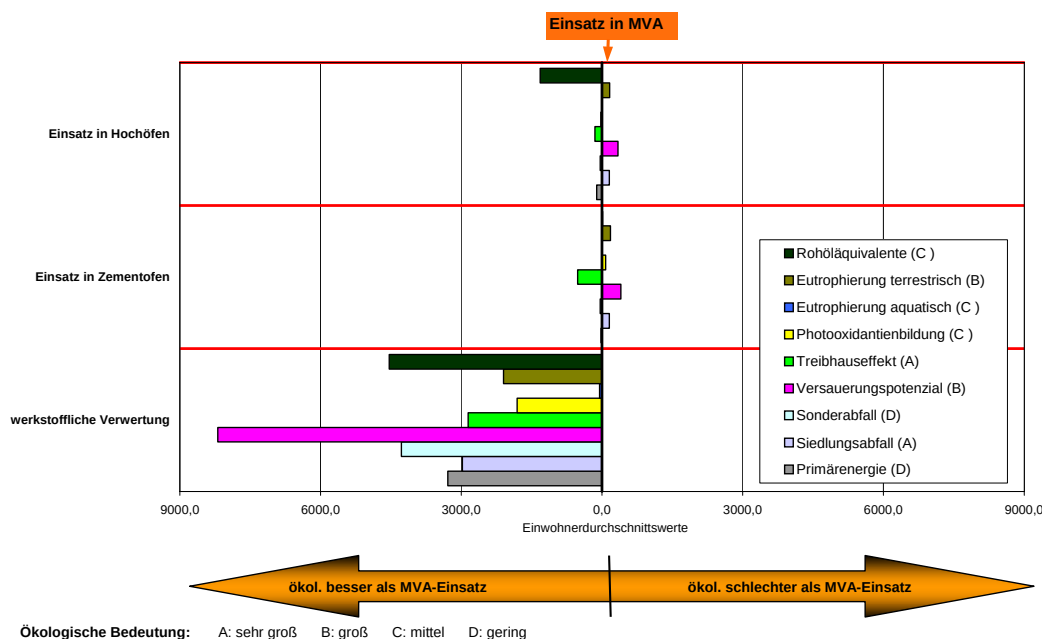


Abb. 2-24 Vergleichende Bewertung der Verwertung von Kunststoffen aus privat entsorgten Gewerbeabfällen (Rohre), bezogen auf eine Entsorgungsmenge von 17.000 Jahrestonnen; ausgedrückt in Einwohnerdurchschnittswerten (EDW), bezogen auf den Einsatz in der MVA als Referenzsystem

2.4.3 Getrennt erfasste Kabelabfälle aus privat entsorgten Gewerbeabfällen

Kabelabfälle aus den privat entsorgten Gewerbeabfällen werden als eigenständige Fraktion aufgeführt, auf eine Bilanzierung und Bewertung verschiedener Verwertungsoptionen wird jedoch bis auf eine Ausnahme verzichtet. Ausgeführt wird in der Ökobilanz, dass aufgrund der speziellen Gegebenheiten und Anforderungen keine Möglichkeit gesehen wurde, Ergebnisse aus rohstofflichen und energetischen Verfahren aus Berechnungen zu anderen Abfällen abzuleiten bzw. zu übertragen.

Für die hier zur Betrachtung vorgesehenen Entsorgungsoptionen Methanolerzeugung, und Einsatz in Zement- und Hochofen in Verbindung mit den verfügbaren Aufbereitungsverfahren scheint die Kabel-Fraktion nach Ansicht der Gutachter aufgrund des Chlorgehalts kaum geeignet. Es wurde daher auf eine Abbildung dieser Verfahren verzichtet.

Diskutiert wurde daher nur die werkstoffliche Verwertung in seinen Umweltauswirkungen, auch hier im Vergleich zum Referenzsystem Müllverbrennungsanlage.

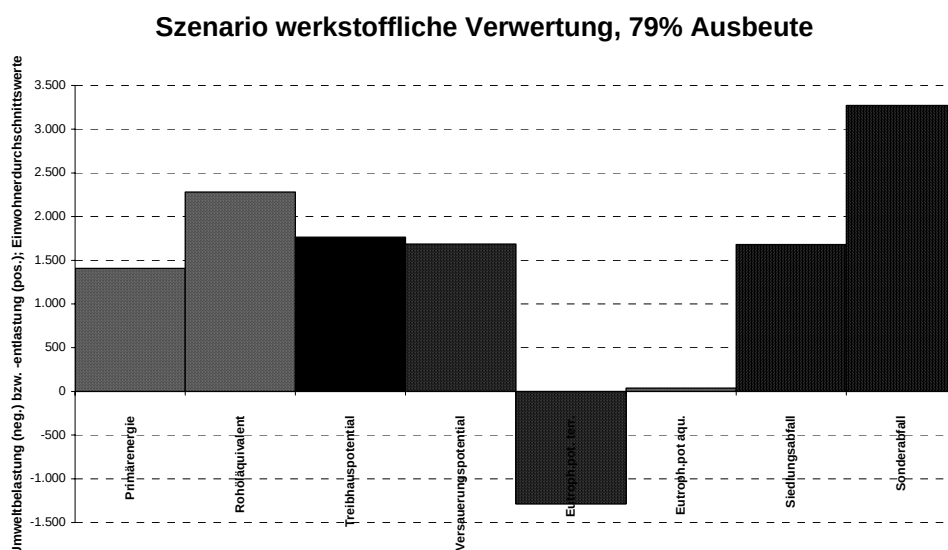


Abb. 2-25 Ökologische Bewertung einer Verwertung von Kunststoffen aus privat gesammelten Gewerbeabfällen (Kabel), bezogen auf eine Entsorgungsmenge von 15.000 Jahrestonnen; ausgedrückt in Einwohnerdurchschnittswerten

Mit einer Ausnahme weist die werkstoffliche Verwertung der Kabelfraktion gegenüber dem Referenzsystem Verbleib in der Müllverbrennungsanlage deutliche ökologische Stärken auf. Über alle diese Wirkungskategorien übertreffen zudem die mit der Verwer-

tung verbundenen Substitutionserfolge deutlich die direkten negativen Auswirkungen aus dem Verwertungssystem selbst. Beim Treibhauseffekt ist dies Faktor 2, bei der Beanspruchung fossiler Ressourcen oder Naturraumbeanspruchung Faktor 4.

Die einzige Ausnahme stellt der Wirkungsaspekt Eutrophierung terrestrisch dar. Deutlichen Substitutionserfolgen durch den Einspareffekte für die Neuproduktion von PVC stehen vergleichsweise sehr hohe negative Effekte aus dem eigentlichen Verwertungsprozess gegenüber. Diese liegen, bezogen jeweils auf die Entsorgung 1 Tonne Kunststoff, um den Faktor 100 höher als bei der Fraktion Rohre und den Faktor 10 höher als bei der Fraktion gemischte Kunststoffe aus der privaten Sammlung gewerblicher Abfälle.

Dies schmälert jedoch kaum das Gesamtergebnis. Aus der vergleichenden Gegenüberstellung der werkstofflichen Verwertung mit dem Referenzsystem Müllverbrennungsanlage wird deren Sinnfälligkeit deutlich. Die mit einer Verwertung erzielbaren ökologischen Vorteile übertreffen die Schwäche hinsichtlich Eutrophierung terrestrisch deutlich.

2.4.4 Getrennt erfasste nicht bromierte E&E-Gehäuse aus privat entsorgten Gewerbeabfällen

Auch für diese Fraktion aus den privat entsorgten Gewerbeabfällen wird eine eigenständige Bilanzierung nur für die werkstoffliche Verwertung durchgeführt. Es wird unterstellt, dass sich die Erkenntnisse aus den energetischen und rohstofflichen Verwertungsansätzen, die für Rohre gewonnen wurden (siehe Kapitel 2.4.2), nicht übertragen lassen. Für die werkstoffliche Verwertung wird eine Ausbeute von etwa 68% angesetzt. Dies setzt eine relativ hohe Erfassungsquote von 80% und eine separate Kennzeichnung bzw. Identifizierung und Erfassung aller nicht bromierten Gehäuse voraus. Die angesetzten Sortier- und Aufbereitungsverluste sind entsprechend gering.

Untersucht wurde daher nur die werkstoffliche Verwertung in ihren Umweltauswirkungen, auch hier im Vergleich zum Referenzsystem Müllverbrennungsanlage.

Betrachtet man sich die in Abbildung 2-26 aufgezeigten Ergebnisse, zeigen sich deutliche Vorteile einer getrennten Erfassung dieser Abfallfraktion und ihre werkstoffliche Verwertung. Über alle Wirkungskategorien ist diese Verwertung gegenüber dem Referenzsystem Beseitigung über eine Müllverbrennungsanlage von Vorteil. Bezogen auf eine Menge von 30.000 Jahrestonnen reichen die relativen Vorteile im Wirkungsaspekt Versauerungspotenzial bis zu einem Betrag, der 12.000 EDW entspricht.

Bei allen diskutierten Wirkungskategorien liegen zudem die erzielten Substitutionserfolge immer deutlich höher als die mit der Verwertung selbst auftretenden direkten negativen Umweltwirkungen. Die getrennte Bereitstellung und werkstoffliche Verwertung führt daher in allen Wirkungskategorien rechnerisch immer zu einer Umweltentlastung.

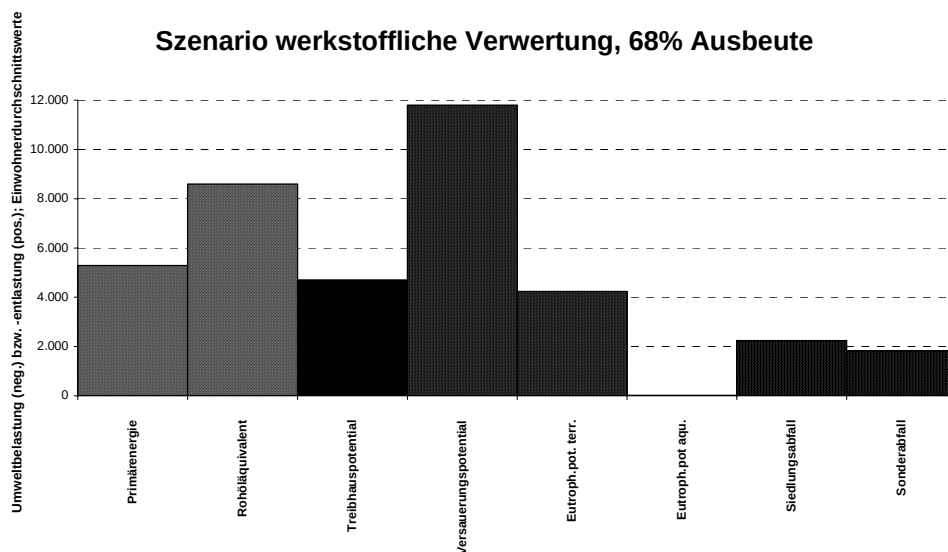


Abb. 2-26 **Ökologische Bewertung einer Verwertung von Kunststoffen aus privat gesammelten Gewerbeabfällen (E-Gehäuse), bezogen auf eine Entsorgungsmenge von 30.000 Jahrestonnen; ausgedrückt in Einwohnerdurchschnittswerten**

2.5 Kunststoffe aus Shredderbetrieben

Für die Abfälle aus Shredderbetrieben sind erhebliche Unterschiede in der Erfassung und Aufbereitung gegenüber anderen Anfallorten anzunehmen. Im Gegensatz zu allen anderen Abfallorten für Kunststoffe wird deshalb von der Möglichkeit einer vollständigen Erfassung ausgegangen. Dies gilt für beide diskutierten Abfallarten, die gemischten Kunststoffe als Shredderleichtfraktion und die aus der Aufbereitung gewonnen Autositze, die als in sich homogen zu einer Verwertung bereit gestellt werden können.

2.5.1 Verwertung der gemischten Kunststoffabfälle aus Shredderbetrieben

In den Shredderbetrieben fallen 112.000 Jahrestonnen gemischte Kunststoffabfälle zur Entsorgung an. Die Erfassungsquote liegt bei allen betrachteten Entsorgungsoptionen bei 100%. Für die Verwertung in Hochöfen und Zementöfen wird davon ausgegangen, dass jeweils 70% der Abfälle in der Aufbereitung als nicht verwertbar einer Beseitigung zugeführt werden müssen. Zusammen mit den weiteren Aufbereitungsverlusten an den Verwertungsanlagen selbst, ergibt sich letztendlich eine Ausbeute von knapp 25%. Die Ansprüche für die Methanolerzeugung sind demgegenüber geringer. Dies führt dazu, dass knapp über 80% des Abfallaufkommens auch tatsächlich zu Methanol verarbeitet

werden können. Eine werkstoffliche Verwertung wird für diese Abfälle als nicht praktikabel eingeschätzt.

Für die Diskussion der Ergebnisse der vergleichenden Bewertung der unterschiedlichen Optionen einer Verwertung von gemischten Kunststoffabfällen aus Shredderbetrieben sind die Annahmen zu den unterschiedlichen Ausbeuten zu beachten.

2.5.1.1 Ergebnisse für die einzelnen Wirkungskategorien

Wirkungskategorie Treibhauseffekt (A)

Dem Treibhauseffekt kommt eine sehr große ökologische Bedeutung zu, abgeleitet aus der sehr großen Bedeutung hinsichtlich der ökologischen Gefährdung (A) und dem sehr großen Abstand zum festgelegten Schutzziel (A).

Tab. 2-30 Sektoralanalyse der Ergebnisse der unterschiedlichen Entsorgungsoptionen, bezogen auf den Durchsatz von 1000 kg Kunststoffabfall: Wirkungskategorie Treibhauseffekt

in kg CO ₂ -Äq.	Methanolerzeugung	Zementofen	MVA	Hochofen
Sortierung, Aufbereitung, Granulatherstellung, MVA	1.990	1.990	2.650	1.990
Energiebereitstellung	230	810 ^{a)}	60	110
Dampf	1.860			
Transporte inkl. Treibstoff	60	30	50	30
Summe Entsorgungssystem	4.140	2.830	2.760	2.140
Strom	1.020	360	480	360
Dampf		810	1.070	810
Kunststoffe				
Ofenwärme		1.040		
Methanol	2.140			
Schweröl				80
Summe Substitution	3.160	2.210	1.550	1.250
Effekt	990	630	1.200	890

a) inkl. Zementofenfeuerung

Gerade auch im Vergleich zu allen anderen diskutierten Abfallarten bzw. Anfallstellen fällt bei der Diskussion der Treibhauswirkungen auf, dass für sämtliche Entsorgungsalternativen die Substitutionserfolge deutlich nicht die Umweltwirkungen aufwiegen, die durch die Abfallentsorgung selbst direkt entstehen. Dies gilt sowohl für das Referenzsystem Müllverbrennungsanlage als auch für alle diskutierten rohstofflichen und energetischen Verwertungsverfahren.

Die negativen Umweltfolgen sind allerdings für die Verwertungsverfahren geringer als bei dem Referenzsystem. Bezogen auf die Entsorgungsmenge von 112.000 Jahrestonnen führt dies dazu, dass Vorteile erzielt werden können, die sich im Bereich 2.000 bis 5.000 EDW bewegen. Am günstigsten zeigt sich hierbei der Einsatz im Zementofen, am vergleichsweise ungünstigsten die Methanolerzeugung.

Das Ergebnis für die Methanolerzeugung wird deutlich dadurch beeinflusst, dass in der Bilanzierung die Herstellung von Methanol aus primären Materialien mit deutlich mehr Überschussdampf verbunden wird als bei der Verwendung von Abfallkunststoffen. Diese Annahme ist sehr sensitiv, etwa 50% der Umweltwirkungen aus dem Verwertungsprozess selbst rühren daher, dass das System mit der Erzeugung der äquivalenten Menge Überschussdampf belastet wird. Würde diese Belastung entfallen, ergäbe sich für diesen Verwertungswege das vergleichsweise beste Ergebnis.

Wirkungskategorie Aquatische Eutrophierung (C)

Das Kriterium aquatische Eutrophierung besitzt mittlere ökologische Bedeutung, abgeleitet aus einer zwar eher großen Bedeutung hinsichtlich ihres ökologischen Gefährdungspotenzials in Verbindung mit einer eher mittleren Bedeutung hinsichtlich dem bestehenden Abstand zum Schutzziel, d.h. der tatsächlichen Belastungssituation.

Tab. 2-31 Sektoralanalyse der Ergebnisse der unterschiedlichen Entsorgungsoptionen, bezogen auf den Durchsatz von 1000 kg Kunststoffabfall: Wirkungskategorie Eutrophierung aquatisch

in Mol PO ₄	Methanolerzeugung	Zementofen	MVA	Hochofen
Sortierung, Aufbereitung, Granulatherstellung, MVA	0,10	0,00	0,00	0,00
Energiebereitstellung	0,00	0,00 ^{a)}	0,00	0,00
Dampf	0,00			
Transporte inkl. Treibstoff	0,00	0,00	0,00	0,00
Summe Entsorgungssystem	0,10	0,00	0,00	0,00
Strom	0,00	0,00	0,00	0,00
Dampf		0,00	0,00	0,00
Kunststoffe				
Ofenwärme		0,00		
Methanol	0,00			
Schweröl				0,00
Summe Substitution	0,00	0,00	0,00	0,00
Effekt	0,10	0,00	0,00	0,00

a) inkl. Zementofenfeuerung

Mit Hilfe dieser Wirkungskategorie ist keine Ausdifferenzierung unter den verschiedenen Entsorgungsalternativen möglich. Wie man in Tabelle 2-31 ersehen kann, ist nur die Verwertung der Kunststoffe im SVZ mit Abwasser und damit potentiellen Nährstoff-einträgen in Oberflächengewässer in einem gewissen Ausmaß belastet.

Wirkungskategorie Terrestrische Eutrophierung (B)

Die Wirkungskategorie terrestrische Eutrophierung besitzt eine große ökologische Bedeutung, abgeleitet aus einer großen Bedeutung hinsichtlich ihres ökologischen Gefährdungspotenzials als auch hinsichtlich ihres Abstandes zum Schutzziel, d.h. der tatsächlichen Belastungssituation.

Bei einer Diskussion der Ergebnisse der unterschiedlichen Entsorgungsoptionen fällt zunächst auf, dass im Gegensatz zu allen anderen Abfallarten bzw. Anfallstellen über alle Optionen hinweg die Substitutionserfolge deutlich nicht die Umweltwirkungen auszugleichen vermögen, die mit der Entsorgung direkt verbunden sind. Dies gilt am deutlichsten für das Referenzsystem Müllverbrennungsanlage. Im Vergleich zu diesem weisen daher alle Verwertungsalternativen trotzdem relative Vorteile auf.

Tab. 2-32 Sektoralanalyse der Ergebnisse der unterschiedlichen Entsorgungsoptionen, bezogen auf den Durchsatz von 1000 kg Kunststoffabfall: Wirkungskategorie Eutrophierung terrestrisch

in Mol PO ₄	Methanolerzeugung	Zementofen	MVA	Hochofen
Sortierung, Aufbereitung, Granulatherstellung, MVA	1,40	1,90	2,60	1,90
Energiebereitstellung	0,20	0,90 ^{a)}	0,10	0,10
Dampf	2,20			
Transporte inkl. Treibstoff	0,80	0,50	0,70	0,50
Summe Entsorgungssystem	4,60	3,30	3,30	2,50
Strom	1,20	0,40	0,60	0,40
Dampf		0,90	1,20	0,90
Kunststoffe				
Ofenwärme		0,90		
Methanol	2,20			
Schweröl				0,20
Summe Substitution	3,40	2,20	1,80	1,50
Effekt	1,30	1,10	1,50	1,00

a) inkl. Zementofenfeuerung

Bezogen auf eine Entsorgungsmenge von 112.000 Jahrestonnen liegen diese relativen Vorteile in einer Größe von nur etwa 1.000 EDW. Am vergleichsweise schlechtesten schneidet hierbei die Verwertung im SVZ ab, auch hier allein darauf zurückzuführen, dass das Verwertungssystem mit der Herstellung einer nicht unerheblichen Menge Dampf belastet wird. Die damit verbundenen Umweltlasten wiegen die Substitutionserfolge zu etwa 2/3 auf.

Wirkungskategorie Naturraumbeanspruchung (A)

Die Wirkungskategorie Naturraumbeanspruchung ist von sehr hoher Bedeutung, abgeleitet aus einer ebenso großen Bedeutung hinsichtlich des ökologischen Gefährdungspotenzials sowie des derzeit bestehenden Abstands vom Schutzziel d.h. der bestehenden Belastungssituation. Zur Bewertung der Naturraumbeanspruchung lassen sich in dieser Untersuchung nur indirekte Wirkungen heranziehen, nämlich die mit der Verwertung verbundene Mengen an Abfällen, differenziert nach Siedlungs- und Sonderabfällen. Beanspruchungen über die industriellen Prozesse selbst, durch Transporte aber auch verursacht durch den Rohstoffbedarf lassen sich nicht erheben und damit bewerten. Die Aussagekraft der Ergebnisse bezogen auf diese Wirkungskategorie ist daher sehr eingeschränkt.

Bei einer Diskussion der Ergebnisse der unterschiedlichen Entsorgungsoptionen fällt zunächst auf, dass im Gegensatz zu allen anderen Abfallarten bzw. Anfallstellen über alle Optionen hinweg die Substitutionserfolge deutlich nicht die Umweltwirkungen auszugleichen vermögen, die mit der Entsorgung direkt verbunden sind. Dies gilt am deutlichsten für das Referenzsystem Müllverbrennungsanlage. Im Vergleich zu diesem weisen daher alle Verwertungsalternativen trotzdem relative Vorteile auf.

Für die beiden Verwertungsalternativen Einsatz im Hochofen und Einsatz im Zementofen werden dabei in etwa die gleichen direkten Umweltwirkungen sowie Substitutionserfolge errechnet. Die Alternativen unterscheiden sich daher im Ergebnis nicht.

Die Methanolerzeugung schneidet demgegenüber leicht schlechter ab, die Differenz ist aber nicht wirklich signifikant. Belastet wird dieses Verwertungssystem durch die Annahme, dass das Äquivalenzsystem einen bedeutend höhere Dampfmenge als Nebennutzen erzeugt, was rechnerisch dem Verwertungsprozess SVZ angerechnet werden muss. Die mit der Produktion von Überschussdampf verbundenen Umweltwirkungen übersteigen deutlich (knapp 50%) die gesamten Substitutionserfolge. Nicht nur an dieser Stelle stellt sich die Frage, inwieweit die inerten Rückstände aus der Dampfproduktion tatsächlich als Abfall auf Deponien entsorgt werden oder nicht vielmehr aufgrund ihrer vergleichsweise günstigen Verwertungseigenschaften im Tiefbau Verwendung finden können.

Tab. 2-33 Sektoralanalyse der Ergebnisse der unterschiedlichen Entsorgungsoptionen, bezogen auf den Durchsatz von 1000 kg Kunststoffabfall: Wirkungskategorie Naturraumbeanspruchung

in kg Siedlungsabfall	Methanolerzeugung	Zementofen	MVA	Hochofen
Sortierung, Aufbereitung, Granulatherstellung, MVA	4,50	19,50	25,90	19,50
Energiebereitstellung	0,20	0,10 ^{a)}	0,00	0,10
Dampf	20,30			
Transporte inkl. Treibstoff	0,00	0,00	0,00	0,00
Summe Entsorgungssystem	24,90	19,60	25,90	19,60
Strom	1,00	0,40	0,50	0,40
Dampf		8,80	11,70	8,80
Kunststoffe				
Ofenwärme		0,01		
Methanol	12,90			
Schweröl				0,00
Summe Substitution	13,90	9,20	12,10	9,10
Effekt	11,00	10,40	13,80	10,40

a) inkl. Zementofenfeuerung

Wirkungskategorie Photochemische Oxidantienbildung/Sommersmog (C)

Die Wirkungskategorie photochemische Oxidantienbildung besitzt eine geringe ökologische Bedeutung bzw. Gefährdung, verbunden allerdings mit einer großen Bedeutung hinsichtlich des Abstands zum Schutzziel, d.h. der bestehenden Belastungssituation.

Wie aus Tabelle 2-34 ersichtlich, sind die Unterschiede unter den verschiedenen Entsorgungsalternativen vergleichsweise gering. Das Kriterium trägt daher nicht zur Ausdifferenzierung unter den Alternativen bei. Die Methanolerzeugung schneidet vergleichsweise am schlechtesten ab. Die übrigen Verwertungsalternativen sind in ihrem Ergebnis dem Referenzsystem sehr ähnlich. Die Frage der Dampferzeugung beeinflusst auch in dieser Wirkungskategorie das Ergebnis, die dadurch errechneten Umweltlasten verändern jedoch nicht grundsätzlich das Ergebnis im Vergleich zu den diskutierten Entsorgungsalternativen.

Tab. 2-34 Sektoralanalyse der Ergebnisse der unterschiedlichen Entsorgungsoptionen, bezogen auf den Durchsatz von 1000 kg Kunststoffabfall: Wirkungskategorie Sommersmogpotenzial

in kg Ethylen	Methanolerzeugung	Zementofen	MVA	Hochofen
Sortierung, Aufbereitung, Granulatherstellung, MVA	0,00	0,00	0,00	0,00
Energiebereitstellung	0,00	0,10 ^{a)}	0,00	0,00
Dampf	0,30			
Transporte inkl. Treibstoff	0,00	0,00	0,00	0,00
Summe Entsorgungssystem	0,40	0,10	0,10	0,00
Strom	0,00	0,00	0,00	0,00
Dampf		0,10	0,20	0,10
Kunststoffe				
Ofenwärme		0,10		
Methanol	0,10			
Schweröl				0,10
Summe Substitution	0,10	0,30	0,20	0,20
Effekt	0,30	- 0,20	- 0,10	- 0,20

a) inkl. Zementofenfeuerung

Wirkungskategorie Ressourcenbeanspruchung (C)

Die Wirkungskategorie der Beanspruchung fossiler Ressourcen hat eine mittlere ökologische Bedeutung. Diese lässt sich ableiten aus einer mittleren Bedeutung hinsichtlich des ökologischen Gefährdungspotenzials in Verbindung mit einer großen Bedeutung aus dem Abstand zum Schutzziel d.h. der derzeitigen Belastungssituation. Die Diskussion erfolgt vor allem anhand des Parameters Rohöläquivalente.

In allen diskutierten Entsorgungsalternativen einschließlich dem Referenzsystem Müllverbrennung übertreffen die dadurch jeweils erzielten Substitutionserfolge deutlich die direkten aus der Abfallentsorgung selbst resultierenden Umweltfolgen. Aufgrund der wesentlich geringeren Mengenströme, die die Verwertungsanlagen Hochofen und Zementofen in den diskutierten Verwertungssystemen erreichen, reichen die Substitutionserfolge nicht an diejenigen heran, die mit einer Verwertung im SVZ verbunden ist. Dies führt dazu, dass auch die Verwertung im Hochofen, die unter diesem Umweltgesichtspunkt sehr große spezifische Vorteile aufweist, diese unter den Randbedingungen einer Verwertung der gemischten Kunststoffe aus Shredderbetreiben nicht im Bewertungsergebnis realisieren kann.

Tab. 2-35 Sektoralanalyse der Ergebnisse der unterschiedlichen Entsorgungsoptionen, bezogen auf den Durchsatz von 1000 kg Kunststoffabfall: Wirkungskategorie Ressourcenbeanspruchung

in kg Rohöl-Äq.	Methanolerzeugung	Zementofen	MVA	Hochofen
Sortierung, Aufbereitung, Granulatherstellung, MVA	0,00	0,00	0,00	0,00
Energiebereitstellung	39,80	11,80 ^{a)}	10,70	12,70
Dampf	225,50			
Transporte inkl. Treibstoff	19,40	10,90	17,00	10,90
Summe Entsorgungssystem	284,60	22,70	27,70	23,60
Strom	64,90	23,10	30,60	23,10
Dampf		97,60	129,70	97,60
Kunststoffe				
Ofenwärme		62,70		
Methanol	630,80			
Schweröl				257,60
Summe Substitution	695,80	183,40	160,30	378,20
Effekt	- 411,20	- 160,70	- 132,70	- 354,60

a) inkl. Zementofenfeuerung

Wirkungskategorie Versauerungspotenzial (B)

Der Wirkungskategorie Versauerungspotenzial kommt eine große ökologische Bedeutung zu. Sowohl das ökologische Gefährdungspotenzial als auch der Abstand zum Schutzziel (d.h. die derzeitige Belastungssituation) weisen eine große Bedeutung auf.

Im Vergleich zu den Ergebnissen der meisten anderen Abfallarten oder Anfallorten trägt das Ergebnis zur Umweltwirkung Versauerungspotenzial wesentlich weniger zur Ausdifferenzierung unter den Entsorgungsoptionen bei. Dies ist darauf zurückzuführen, dass bei den Verwertungsoptionen Einsatz im Zementofen und Einsatz im Hochofen jeweils etwa 75% des Mengenstromes nicht diese Verwertungsanlagen erreicht, sondern einer Müllverbrennungsanlage zugeführt wird. Da die Müllverbrennung des gesamten Mengenstromes das Referenzsystem bildet, ist naheliegend, dass diese sich im Ergebnis vergleichsweise wenig unterscheiden.

Während bei diesen drei System die Substitutionserfolge in etwa die direkten mit der Entsorgung verbundenen Umweltwirkungen ausgleichen, gelingt dies der Option Methanolerzeugung deutlich nicht. Diese Verwertung schneidet daher im Vergleich am schlechtesten ab. Zurückzuführen ist dies auch hier allein der Tatsache, dass dieses Verwertungssystem mit einer nicht unerheblichen Menge Dampf belastet wird. Klamm-

merkt man die damit verbundenen Umweltlasten aus, ergäbe sich ein gänzlich anderes Bild.

Tab. 2-36 Sektoralanalyse der Ergebnisse der unterschiedlichen Entsorgungsoptionen, bezogen auf den Durchsatz von 1000 kg Kunststoffabfall: Wirkungskategorie Versauerungspotenzial

in Mol SO ₂ -Äq.	Methanolerzeugung	Zementofen	MVA	Hochofen
Sortierung, Aufbereitung, Granulatherstellung, MVA	13,60	22,30	29,70	22,30
Energiebereitstellung	3,90	46,70 ^{a)}	0,70	2,10
Dampf	42,70			
Transporte inkl. Treibstoff	7,10	3,90	6,10	3,90
Summe Entsorgungssystem	67,40	72,90	36,50	28,30
Strom	22,40	8,00	10,60	8,00
Dampf		18,50	24,60	18,50
Kunststoffe				
Ofenwärme		46,70		
Methanol	23,80			
Schweröl				3,90
Summe Substitution	46,20	73,20	35,20	30,30
Effekt	21,20	- 0,30	1,30	- 2,00

a) inkl. Zementofenfeuerung

2.5.1.2 Ergebnisse für die einzelnen Verwertungsoptionen

Verwertung im Zementofen

Über alle diskutierten Wirkungskategorien weist der Einsatz der gemischten Kunststoffe aus Shredderbetrieben in Zementöfen gegenüber dem Referenzsystem Müllverbrennungsanlage relative Vorteile auf. Da letztendlich nur etwa 25% des Messenstroms diesem Verwertungsweg und die Restmenge als störende Bestandteile der Müllverbrennungsanlage zugeordnet werden, sind die Vorteile gerade auch bezogen auf die Gesamtmenge von 112.000 Jahrestonnen vergleichsweise gering.

Am ehesten zeigen sich die Vorteile unter dem Gesichtspunkt Treibhauseffekt. Die Vorteile entsprechen hier einem Wert von etwa 5.000 EDW.

Szenario Verwertung in Zementwerken, 25% Ausbeute

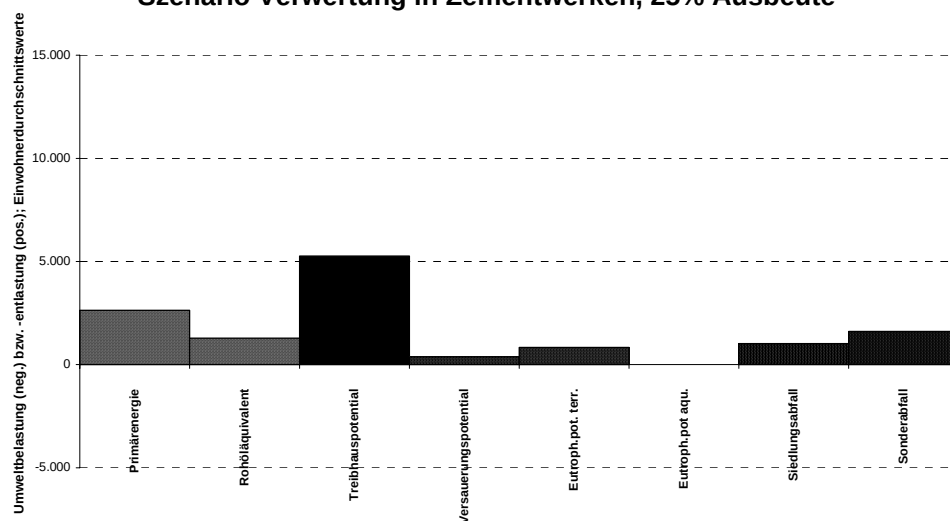


Abb. 2-27 Ökologische Bewertung einer Verwertung von Kunststoffen aus Shred-derbetrieben in Zementwerken, bezogen auf eine Entsorgungsmenge von 112.000 Jahrestonnen; ausgedrückt in Einwohnerdurchschnittswerten

Verwertung zur Methanolerzeugung

Die Verwertung zu Methanol ist mit einer vergleichsweise hohen Ausbeute verbunden. Spezifische Vor- oder Nachteile dieses Verwertungsansatzes schlagen sich beim Vergleich zum Referenzsystem Müllverbrennungsanlage daher wesentlich deutlicher nieder.

Wie aus der Gegenüberstellung der Ergebnisse in Abb. 2-28 ersichtlich, verfügt die Erzeugung von Methanol in den Umweltwirkungen Naturraumbeanspruchung und Eutrophierung über keine signifikanten Vorteile gegenüber dem Referenzsystem. Großen Vorteilen hinsichtlich der Schonung fossiler Ressourcen und mit Abstrichen Treibhauseffekt stehen vergleichsweise große Nachteile hinsichtlich Versauerungspotenzial gegenüber.

In allen Fällen wird dieses Verwertungssystem deutlich durch die Annahme belastet, dass die Erzeugung von Methanol aus primären Rohstoffen mit einer deutlichen Menge Überschussdampf als Nebennutzen verbunden ist. Die Erzeugung der äquivalenten Menge Dampf, mit der rechnerisch das System SVZ belastet wird, trägt deutlich zu dem vergleichsweise schlechten Abschneiden dieser Option bei. In vielen Fällen würde das Verwertungssystem ohne diese Bürde obsiegen. Abgesehen davon, dass Dampf in der Wirtschaftsrealität nur schwierig zu vermarkten ist, da dazu ein Abnehmer in

unmittelbarer Nachbarschaft notwendig ist, ist hier auch die grundsätzliche Modellierung zu hinterfragen.

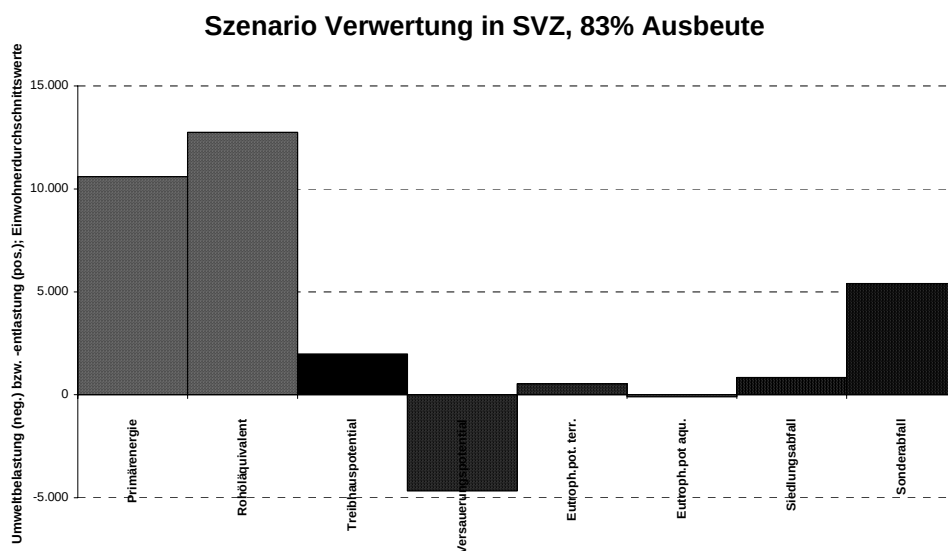


Abb. 2-28 **Ökologische Bewertung einer Verwertung von Kunststoffen aus Shredderbetrieben zu Methanol, bezogen auf eine Entsorgungsmenge von 112.000 Jahrestonnen; ausgedrückt in Einwohnerdurchschnittswerten**

Verwertung im Hochofen

Über alle diskutierten Wirkungskategorien weist der Einsatz der gemischten Kunststoffe aus Shredderbetrieben in Zementöfen gegenüber dem Referenzsystem Müllverbrennungsanlage relative Vorteile auf. Da letztendlich nur etwa 25% des Messenstroms diesem Verwertungsweg und die Restmenge als störende Bestandteile der Müllverbrennungsanlage zugeordnet werden, sind die Vorteile gerade auch bezogen auf die Gesamtmenge von 112.000 Jahrestonnen vergleichsweise gering.

Am ehesten zeigen sich die Vorteile unter dem Gesichtspunkt Beanspruchung fossiler Ressourcen. Die Vorteile entsprechen hier einem Wert von etwa 10.000 EDW.

Szenario Verwertung in Hochöfen, 25% Ausbeute

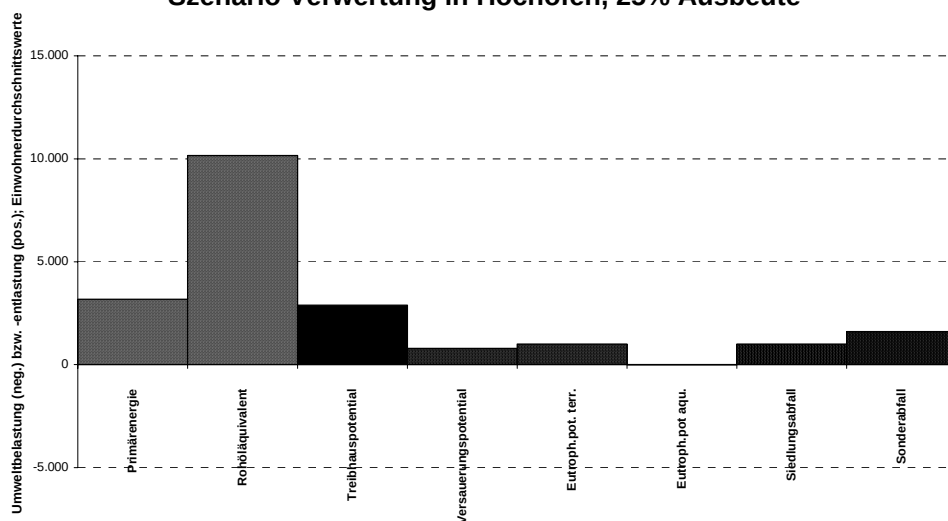


Abb. 2-29 Ökologische Bewertung einer Verwertung von Kunststoffen aus Shredderbetrieben in Hochöfen, bezogen auf eine Entsorgungsmenge von 112.000 Jahrestonnen; ausgedrückt in Einwohnerdurchschnittswerten

2.5.1.3 Ergebnisse über alle Wirkungskategorien

Für die gemischten Kunststoffabfälle aus Shredderbetrieben stehen keine werkstofflichen Verwertungsansätze zur Verfügung. Vergleicht man die energetischen und rohstofflichen Verwertungsansätze mit einer Beseitigung dieser Abfälle in einer klassischen Müllverbrennungsanlage, so zeigt sich nicht immer ein eindeutiges Ergebnis. Die Vorteile überwiegen bei den Optionen Einsatz im Hochofen und Einsatz im Zementwerk.

Die spezifischen Vorteile eines Einsatzes im Zementwerk sind aus ökologischer Sicht eher marginal und treten am deutlichsten unter dem Gesichtspunkt „Treibhauseffekt“ hervor. Dies ist im Wesentlichen darauf zurückzuführen, dass nur etwa 25% der gemischten Kunststoffe aus Shredderbetrieben den Anforderungen der Zementöfen gerecht werden.

Eine Verwertung im Hochofen als Alternative dazu ist mit etwas geringeren spezifischen Vorteilen unter dem Gesichtspunkt Treibhauseffekt verbunden, Stärken treten hier eher bei der Wirkungskategorie „Rohöläquivalente auf. Auch hier sind die eher geringen Unterschiede gegenüber dem Referenzsystem im Wesentlichen darauf zurückzuführen, dass 75% der Abfallmengen nicht den Spezifikationen der Hochöfen ent-

sprechen und über Müllverbrennungsanlagen und damit analog zum Referenzsystem entsorgt werden müssen.

Der Einsatz der Kunststoffe aus Shredderbetrieben zur Methanolerzeugung weist unter den Aspekten „Photooxidantienbildung“ und „Versauerungspotenzial“ auch gegenüber einer Beseitigung in einer Müllverbrennungsanlage relative Schwächen auf. Dem stehen aber unter anderen Gesichtspunkten auch (deutliche) relative Stärken gegenüber.

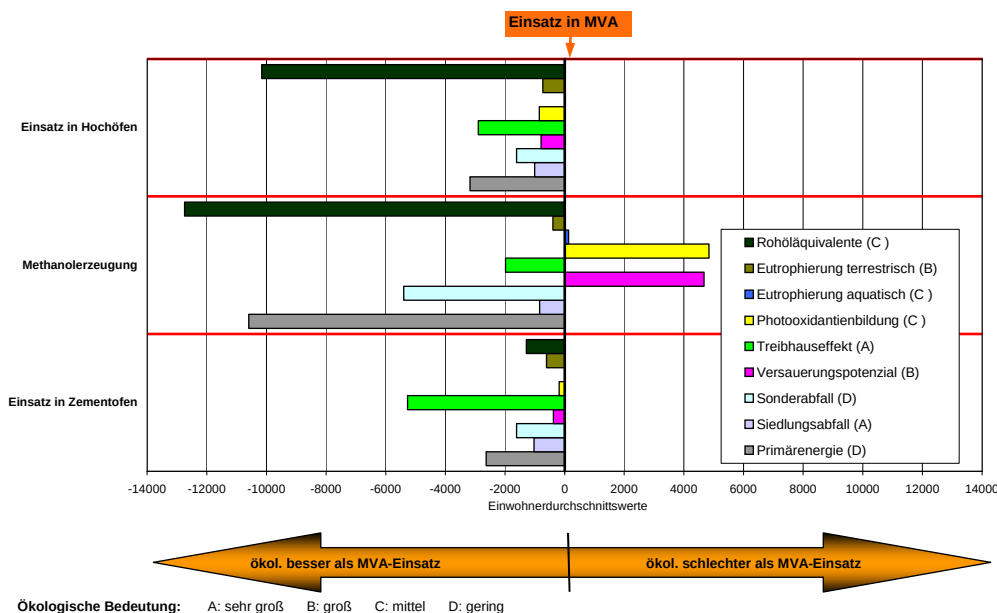


Abb. 2-30 Vergleichende Bewertung der Verwertung von Kunststoffen aus Shredderbetrieben, bezogen auf eine Entsorgungsmenge von 112.000 Jahrestonnen; ausgedrückt in Einwohnerdurchschnittswerten (EDW), bezogen auf den Einsatz in MVA als Referenzsystem

2.5.2 Kunststoffe aus Shredderbetrieben – Autositze

Aufgrund der vergleichsweise homogenen stofflichen Zusammensetzung und der vergleichsweise leichten Demontage bzw. getrennten Bereitstellung lassen sich Autositze als weitere Kunststofffraktion aus Shredderbetrieben diskutieren. Unter den nachfolgend diskutierten Alternativen der Verwertung wurde nur die werkstoffliche Verwertung als eigenständiges System bilanziert. Für die übrigen Verwertungssysteme wurden Analogien zur Verwertung von Matratzen und Polster aus Sperrmüll gezogen, die ebenfalls als PUR-Abfälle bilanziert und diskutiert wurden.

Die Entsorgungseignung der getrennt bereitgestellten Autositze ist derart, dass sie für alle Verwertungsoptionen zum großen Anteil der Spezifikation entsprechen und damit zu einem großen Anteil in den jeweiligen Anlagen verwertet werden können.

2.5.2.1 Ergebnisse für die einzelnen Wirkungskategorien

Wirkungskategorie Treibhauseffekt (A)

Dem Treibhauseffekt kommt eine sehr große ökologische Bedeutung zu, abgeleitet aus der sehr großen Bedeutung hinsichtlich der ökologischen Gefährdung (A) und dem sehr großen Abstand zum festgelegten Schutzziel (A).

Tab. 2-37 **Sektoralanalyse der Ergebnisse der unterschiedlichen Entsorgungsoptionen, bezogen auf den Durchsatz von 1000 kg Kunststoffabfall: Wirkungskategorie Treibhauseffekt**

in kg CO ₂ -Äq.	werkstofflich	Zementofen	MVA	Hochofen
Sortierung, Aufbereitung, Granulatherstellung, MVA	530			
Energiebereitstellung	250	siehe Ergebnisse für Matratzen aus Haushaltsspermmüll		
Dampf				
Transporte inkl. Treibstoff	280			
Summe Entsorgungssystem	1.060	ca. 2.880	ca. 2.320	ca. 1.230
Strom	90			
Dampf	190			
Kunststoffe	3.970			
Ofenwärme		siehe Ergebnisse für Matratzen aus Haushaltsspermmüll		
Methanol				
Schweröl				
Summe Substitution	4.250	ca. 2.510	ca. 1.170	ca. 510
Effekt	- 3.190	ca. 370	ca. 1.150	ca. 720

a) inkl. Zementofenfeuerung

Wie aus der Gegenüberstellung der Ergebnisse zu ersehen ist, ist nur die werkstoffliche Verwertung im Saldo mit einer rechnerischen Umweltentlastung verbunden. Die erzielbaren Substitutionserfolge übersteigen die direkten mit der Entsorgung selbst verbundenen Umweltwirkungen. Sie übertreffen diese zudem sehr deutlich. Bezogen auf eine Entsorgungsmenge von nur 11.000 Jahrestonnen entsprechen die relativen Vorteile dieser Verwertung gegenüber dem Referenzsystem einem Wert von etwa 7.000 EDW.

Alle dazu bestehenden rohstofflichen und energetischen Verwertungsansätze schneiden demgegenüber deutlich schlechter ab, besitzen aber jeweils wiederum selbst relative Vorteile gegenüber einer Behandlung in einer Müllverbrennungsanlage.

Wirkungskategorie Aquatische Eutrophierung (C)

Das Kriterium aquatische Eutrophierung besitzt mittlere ökologische Bedeutung, abgeleitet aus einer zwar eher großen Bedeutung hinsichtlich ihres ökologischen Gefährdungspotenzials in Verbindung mit einer eher mittleren Bedeutung hinsichtlich dem bestehenden Abstand zum Schutzziel, d.h. der tatsächlichen Belastungssituation.

Tab. 2-38 Sektoralanalyse der Ergebnisse der unterschiedlichen Entsorgungsoptionen, bezogen auf den Durchsatz von 1000 kg Kunststoffabfall: Wirkungskategorie Eutrophierung aquatisch

in Mol PO ₄	werkstofflich	Zementofen	MVA	Hochofen
Sortierung, Aufbereitung, Granulatherstellung, MVA	0,00	siehe Ergebnisse für Matratzen aus Haushaltsspermmüll		
Energiebereitstellung Dampf	0,00			
Transporte inkl. Treibstoff	0,00			
Summe Entsorgungssystem	0,00	ca. 0,00	ca. 0,00	ca. 0,00
Strom	0,00	siehe Ergebnisse für Matratzen aus Haushaltsspermmüll		
Dampf	0,00			
Kunststoffe	17,80			
Ofenwärme				
Methanol				
Schweröl				
Summe Substitution	17,80	ca. 0,00	ca. 0,00	ca. 0,00
Effekt	- 17,80	ca. 0,00	ca. 0,00	ca. 0,00

a) inkl. Zementofenfeuerung

Für alle betrachteten System wird allein für die Erzeugung von PUR-Kunststoffen aus Primärmaterial ein Abwasseranfall und darüber eine potenzielle Belastung von Oberflächengewässern über Nährstoffe angesetzt. Im Vergleich zum Referenzsystem sowie auch zu den Alternativen der energetischen und rohstofflichen Verwertung weist daher die werkstoffliche Verwertung vergleichsweise deutliche Vorteile auf. Die relativen Unterschiede entsprechen einem Wert von etwa 2.500 EDW, bezogen auf eine Entsorgungsmenge von 11.000 Jahrestonnen.

Wirkungskategorie Terrestrische Eutrophierung (B)

Die Wirkungskategorie terrestrische Eutrophierung besitzt eine große ökologische Bedeutung, abgeleitet aus einer großen Bedeutung hinsichtlich ihres ökologischen Ge-

fährdungspotenzials als auch hinsichtlich ihres Abstandes zum Schutzziel, d.h. der tatsächlichen Belastungssituation.

Die Option der werkstofflichen Verwertung schneidet unter dem Gesichtspunkt der terrestrischen Eutrophierung deutlich besser ab als alle dazu bestehenden Entsorgungsalternativen. Dies ist darauf zurückzuführen, dass nur in dieser Option die erzielbaren Substitutionserfolge deutlich die direkten mit der Verwertung selbst verbundenen negativen Umweltwirkungen übertreffen. Die Substitution der Erzeugung von PUR-Kunststoffen aus primären Rohstoffen ist mit deutlichen positiven Effekten verbunden. Der Anteil am gesamten Substitutionserfolg beträgt etwa 98%.

Tab. 2-39 Sektoralanalyse der Ergebnisse der unterschiedlichen Entsorgungsoptionen, bezogen auf den Durchsatz von 1000 kg Kunststoffabfall: Wirkungskategorie Eutrophierung terrestrisch

in Mol PO ₄	werkstofflich	Zementofen	MVA	Hochofen
Sortierung, Aufbereitung, Granulatherstellung, MVA	0,50			
Energiebereitstellung	0,30	siehe Ergebnisse für Matratzen aus Haushaltsspermmüll		
Dampf				
Transporte inkl. Treibstoff	3,70			
Summe Entsorgungssystem	4,40	ca. 5,40	ca. 2,70	ca. 3,80
Strom	0,10			
Dampf	0,20			
Kunststoffe	17,60	siehe Ergebnisse für Matratzen aus Haushaltsspermmüll		
Ofenwärme				
Methanol				
Schweröl				
Summe Substitution	18,00	ca. 2,20	ca. 1,40	ca. 0,70
Effekt	- 13,60	ca. 3,30	ca. 1,30	ca. 3,10

a) inkl. Zementofenfeuerung

Die Alternativen einer energetischen oder rohstofflichen Verwertung erreichen in ihren Substitutionserfolgen nicht die Umweltlasten aus der Verwertung selbst. Sie schneiden damit nicht nur deutlich schlechter ab als die werkstoffliche Verwertung, sie weisen zudem gegenüber dem Referenzsystem Müllverbrennung keine Vorteile auf.

Wirkungskategorie Naturraumbeanspruchung (A)

Die Wirkungskategorie Naturraumbeanspruchung ist von sehr hoher Bedeutung, abgeleitet aus einer ebenso großen Bedeutung hinsichtlich des ökologischen Gefährdungspotenzials sowie des derzeit bestehenden Abstands vom Schutzziel d.h. der bestehenden Belastungssituation. Zur Bewertung der Naturraumbeanspruchung lassen sich

in dieser Untersuchung nur indirekte Wirkungen heranziehen, nämlich die mit der Verwertung verbundene Mengen an Abfällen, differenziert nach Siedlungs- und Sonderabfällen. Beanspruchungen über die industriellen Prozesse selbst, durch Transporte aber auch verursacht durch den Rohstoffbedarf lassen sich nicht erheben und damit bewerten. Die Aussagekraft der Ergebnisse bezogen auf diese Wirkungskategorie ist daher sehr eingeschränkt.

Wie ein Überblick über die Ergebnisse zeigt, übertreffen in allen Entsorgungsvarianten die erzielten Substitutionserfolge die direkten mit einer Entsorgung verbundenen negativen Umweltfolgen. Die Alternativen einer energetischen und rohstofflichen Verwertung erreichen dies aber in einem geringerem Umfang als das Referenzsystem, sie weisen dementsprechend relative Schwächen auf.

Ganz anders zeigt sich die Situation bei der werkstofflichen Verwertung. Hier wird das Ergebnis dominiert von den Substitutionserfolgen, die durch die Erzeugung von PUR-Kunststoffen aus primären Rohstoffen entstehen. Die errechneten Substitutionserfolge erreichen 25% der verwerteten Menge, d.h. die Substitution von etwa 800 kg Kunststoff aus Primärmaterial ist verbunden mit der Substitution von etwa 210 kg Siedlungsabfall. Nicht nur hier stellt sich die Frage, um welche Abfälle es sich dabei konkret handelt und ob diese tatsächlich auf Siedlungsabfalldeponien zur Entsorgung gelangen und damit potenziell Naturraum beanspruchen.

Tab. 2-40 Sektoralanalyse der Ergebnisse der unterschiedlichen Entsorgungsoptionen, bezogen auf den Durchsatz von 1000 kg Kunststoffabfall: Wirkungskategorie Naturraumbeanspruchung

in kg Siedlungsabfall	werkstofflich	Zementofen	MVA	Hochofen
Sortierung, Aufbereitung, Granulatherstellung, MVA	0,00			
Energiebereitstellung	0,30	siehe Ergebnisse für Matratzen aus Haushaltsspermmüll		
Dampf				
Transporte inkl. Treibstoff	0,00			
Summe Entsorgungssystem	0,30	ca. 0,40	ca. 0,00	ca. 0,40
Strom	0,10			
Dampf	2,10			
Kunststoffe	213,20	siehe Ergebnisse für Matratzen aus Haushaltsspermmüll		
Ofenwärme				
Methanol				
Schweröl				
Summe Substitution	215,40	ca. 2,50	ca. 9,10	ca. 2,40
Effekt	- 215,10	ca. - 2,10	ca. - 9,10	ca. - 2,00

a) inkl. Zementofenfeuerung

Wirkungskategorie Photochemische Oxidantienbildung/Sommersmog (C)

Die Wirkungskategorie photochemische Oxidantienbildung besitzt eine geringe ökologische Bedeutung bzw. Gefährdung, verbunden allerdings mit einer großen Bedeutung hinsichtlich des Abstands zum Schutzziel, d.h. der bestehenden Belastungssituation.

Auch in der Wirkungskategorie Sommersmogpotenzial hebt sich die werkstoffliche Verwertung in der Bilanz deutlich von den bestehenden Entsorgungsalternativen ab. Zurückzuführen ist dies auf den Substitutionserfolg, der mit dem Äquivalenzsystem Herstellung von PUR-Kunststoffen aus primären Rohstoffen verbunden ist. Demgegenüber schneiden die Verwertungsalternativen deutlich schlechter ab. Während die Verwertung im Hochofen gegenüber dem Referenzsystem kein Vorteil aufweist, schneidet die Verwertung im Zementofen schlechter als das Referenzsystem ab.

Tab. 2-41 Sektoralanalyse der Ergebnisse der unterschiedlichen Entsorgungsoptionen, bezogen auf den Durchsatz von 1000 kg Kunststoffabfall: Wirkungskategorie Sommersmogpotenzial

in kg Ethylen	werkstofflich	Zementofen	MVA	Hochofen
Sortierung, Aufbereitung, Granulatherstellung, MVA	0,00			
Energiebereitstellung	0,00	siehe Ergebnisse für Matratzen aus Haushaltsspermmüll		
Dampf				
Transporte inkl. Treibstoff	0,20			
Summe Entsorgungssystem	0,20	ca. 0,40	ca. 0,10	ca. 0,20
Strom	0,00			
Dampf	0,00			
Kunststoffe	1,10	siehe Ergebnisse für Matratzen aus Haushaltsspermmüll		
Ofenwärme				
Methanol				
Schweröl				
Summe Substitution	1,20	ca. 0,30	ca. 0,10	ca. 0,30
Effekt	- 1,00	ca. 0,10	ca. - 0,10	ca. - 0,10

a) inkl. Zementofenfeuerung

Wirkungskategorie Ressourcenbeanspruchung (C)

Die Wirkungskategorie der Beanspruchung fossiler Ressourcen hat eine mittlere ökologische Bedeutung. Diese lässt sich ableiten aus einer mittleren Bedeutung hinsichtlich des ökologischen Gefährdungspotenzials in Verbindung mit einer großen Bedeutung aus dem Abstand zum Schutzziel d.h. der derzeitigen Belastungssituation. Die Diskussion erfolgt vor allem anhand des Parameters Rohöläquivalente.

Die Ergebnisse über alle Entsorgungsalternativen unterscheiden sich deutlich. In allen Entsorgungsalternativen übersteigen die Substitutionserfolge die direkten mit der Entsorgung selbst verbundenen Umweltwirkungen. Dies gilt auch für das Referenzsystem Müllverbrennung. Die Verwertung im Zementofen ist jedoch gegenüber dem Referenzsystem nicht mit Vorteilen verbunden, sie schneidet im Gegenteil etwas schlechter ab. Ganz anders zeigt sich die Situation für die werkstoffliche Verwertung sowie den Einsatz im Hochofen als weitere Alternativen. Beide schneiden mit mindestens Faktor 5 deutlich besser ab, die werkstoffliche Verwertung übertrifft dabei das Ergebnis für den Einsatz im Hochofen um knapp den Faktor 2. Zurückzuführen ist dies auf den hohen spezifischen Substitutionserfolg, der mit der Erzeugung von Granulat und der Substitution von Kunststoffen aus Primärmaterial verbunden ist.

Tab. 2-42 Sektoralanalyse der Ergebnisse der unterschiedlichen Entsorgungsoptionen, bezogen auf den Durchsatz von 1000 kg Kunststoffabfall: Wirkungskategorie Beanspruchung fossiler Ressourcen

in kg Rohöl-Äq.	werkstofflich	Zementofen	MVA	Hochofen
Sortierung, Aufbereitung, Granulatherstellung, MVA	0,00			
Energiebereitstellung	17,30	siehe Ergebnisse für Matratzen aus Haushaltsspermmüll		
Transporte inkl. Treibstoff	87,90			
Summe Entsorgungssystem	105,20	ca. 93,20	ca. 24,80	ca. 95,90
Strom	5,60			
Dampf	23,40			
Kunststoffe	1.070,00	siehe Ergebnisse für Matratzen aus Haushaltsspermmüll		
Ofenwärme				
Methanol				
Schweröl				
Summe Substitution	1.101,00	ca. 164,30	ca. 120,80	ca. 639,30
Effekt	- 995,80	ca. - 71,10	ca. - 95,90	ca. - 543,40

a) inkl. Zementofenfeuerung

Wirkungskategorie Versauerungspotenzial (B)

Der Wirkungskategorie Versauerungspotenzial kommt eine große ökologische Bedeutung zu. Sowohl das ökologische Gefährdungspotenzial als auch der Abstand zum Schutzziel (d.h. die derzeitige Belastungssituation) weisen eine große Bedeutung auf.

Während die Entsorgung über das Referenzsystem in „Summe“ mit Entlastungseffekten verbunden ist, da die damit erreichbaren Substitutionseffekte die Umweltwirkungen übertreffen, die mit der Entsorgung selbst verbunden sind, erreichen dies die Verwer-

tungsoptionen Einsatz im Zementofen und Einsatz im Hochofen nicht. Entsprechend deutlich schlechter schneiden diese Systeme ab.

Ganz anders zeigt sich die Situation für die werkstoffliche Verwertung. Hier stehen durchschnittlichen Umweltlasten durch das Verwertungssystem selbst deutliche Entlastungseffekte durch den Äquivalenzprozess gegenüber. Der Substitutionseffekt liegt etwa Faktor 8 über den direkten negativen Umweltfolgen. Die werkstoffliche Verwertung stellt daher mit Abstand die beste Entsorgungsalternative für diese Kunststoffe dar. Die Substitutionserfolge werden mit einem Anteil von 98% über die Erzeugung von Granulat und dessen Vermarktung in Konkurrenz zu Kunststoffen aus primären Rohstoffen erzielt. Die verbleibenden Restmengen, die über eine Müllverbrennungsanlage entsorgt werden, spielen daher trotz eines Mengenanteils von 20% keine Rolle.

Tab. 2-43 Sektoralanalyse der Ergebnisse der unterschiedlichen Entsorgungsoptionen, bezogen auf den Durchsatz von 1000 kg Kunststoffabfall: Wirkungskategorie Versauerungspotenzial

in kg SO ₂ -Äq.	werkstofflich	Zementofen	MVA	Hochofen
Sortierung, Aufbereitung, Granulatherstellung, MVA	3,60	siehe Ergebnisse für Matratzen aus Haushaltsspermmüll		
Energiebereitstellung	5,50			
Transporte inkl. Treibstoff	31,50			
Summe Entsorgungssystem	40,60	ca. 130,60	ca. 21,70	ca. 37,40
Strom	1,90	siehe Ergebnisse für Matratzen aus Haushaltsspermmüll		
Dampf	4,40			
Kunststoffe	343,90			
Ofenwärme				
Methanol				
Schweröl				
Summe Substitution	350,20	105,70	26,50	16,10
Effekt	- 309,70	24,90	- 4,80	21,30

a) inkl. Zementofenfeuerung

2.5.2.2 Ergebnisse für die einzelnen Verwertungsoptionen

Werkstoffliche Verwertung

Die werkstoffliche Verwertung ist über alle diskutierten Wirkungskategorien gegenüber dem Referenzsystem Müllverbrennungsanlage mit Vorteilen verbunden. Diese Vorteile sind zudem ebenfalls nahezu unterschiedslos mit 2.000 bis 7.000 EDW angesichts der Entsorgungsmenge von 11.000 Jahrestonnen sehr deutlich ausgeprägt.

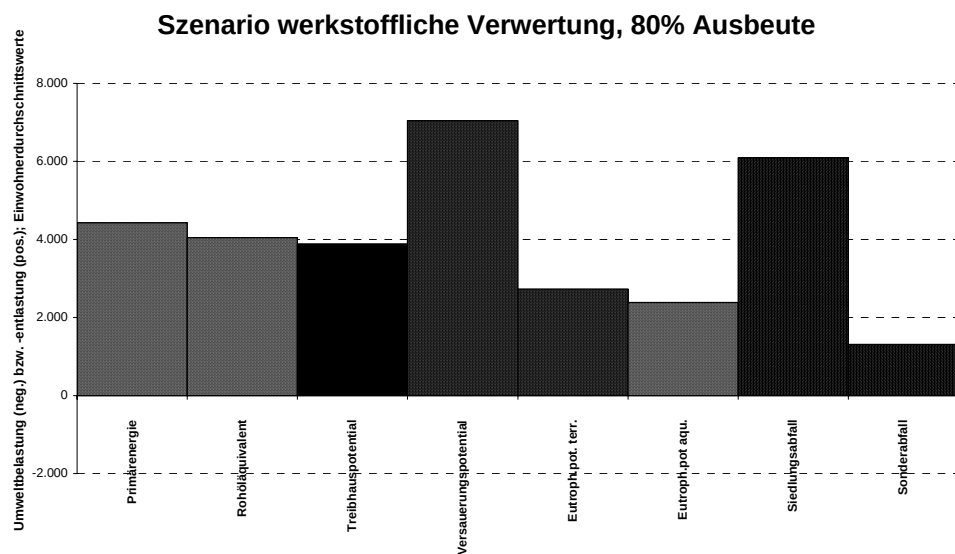


Abb. 2-31 Ökologische Bewertung einer werkstofflichen Verwertung von Kunststoffen aus Shredderbetrieben (Autositze), bezogen auf eine Entsorgungsmenge von 11.000 Jahrestonnen; ausgedrückt in Einwohnerdurchschnittswerten

Verwertung im Zementofen

Über nahezu alle Wirkungskategorien ergeben sich aus der Verwertung in Zementöfen keine (signifikanten) Vorteile gegenüber einer Behandlung im Referenzsystem Müllverbrennung. Im Gegenteil schneidet die Verwertungsoption bei der Mehrzahl der Kriterien etwas schlechter als das Referenzsystem ab. Nur hinsichtlich Treibhauseffekt lassen sich gewisse spezifische relative Stärken dieser Verwertungsoption erkennen.

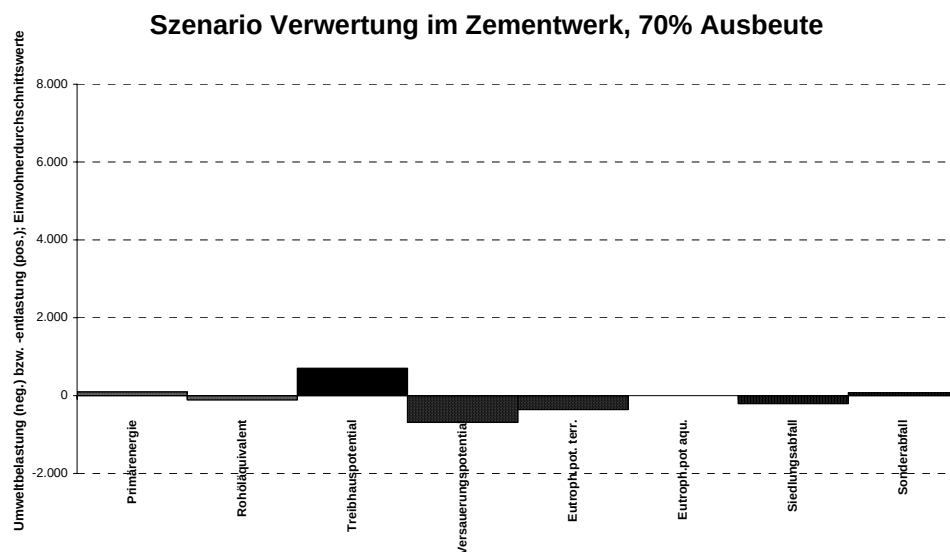


Abb. 2-32 **Ökologische Bewertung einer Verwertung von Kunststoffen aus Shred-
derbetrieben (Autositze) Zementwerken, bezogen auf eine Entsor-
gungsmenge von 11.000 Jahrestonnen; ausgedrückt in Einwohner-
durchschnittswerten**

Verwertung im Hochofen

Über nahezu alle Wirkungskategorien ergeben sich aus der Verwertung in Hochöfen keine (signifikanten) Vorteile gegenüber einer Behandlung im Referenzsystem Müllverbrennung. Im Gegenteil schneidet die Verwertungsoption bei vielen Kriterien etwas schlechter als das Referenzsystem ab. Nur hinsichtlich Treibhauseffekt und Beanspruchung fossiler Ressourcen lassen sich gewisse spezifische relative Stärken dieser Verwertungsoption erkennen.

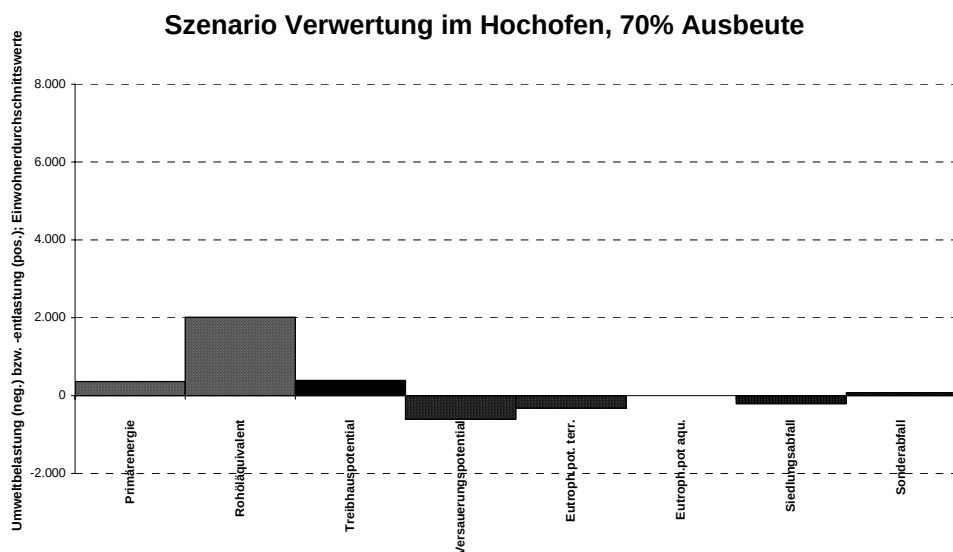


Abb. 2-33 **Ökologische Bewertung einer werkstofflichen Verwertung von Kunststoffen aus Shredderbetrieben (Autositze) in Hochöfen, bezogen auf eine Entsorgungsmenge von 11.000 Jahrestonnen; ausgedrückt in Einwohnerdurchschnittswerten**

2.5.2.3 Ergebnisse über alle Wirkungskategorien

Für die getrennt zur Verwertung bereit gestellten Autositze aus Shredderbetrieben stehen alle Entsorgungsoptionen und damit auch ein werkstofflicher Verwertungsansatz zur Verfügung. Vergleicht man die energetischen und rohstofflichen Verwertungsansätze mit einer Beseitigung dieser Abfälle in einer klassischen Müllverbrennungsanlage, so zeigt sich nicht immer ein eindeutiges Ergebnis. Meist überwiegen die relativen Nachteile. Relevante Vorteile ergeben sich für diese Verwertungsansätze vor allem hinsichtlich des Treibhauseffekts, beim Einsatz im Hochofen ergänzt um Erfolge in der Schonung fossiler Ressourcen und bei der Methanolerzeugung in geringerem Umfang hinsichtlich dem Aspekt Eutrophierung terrestrisch.

Ganz anders zeigt sich das Bild für die werkstoffliche Verwertung. Bezogen auf die Entsorgung über eine Abfallbeseitigung bzw. eine thermische Behandlung in einer Müllverbrennungsanlage weist die werkstoffliche Verwertung in allen diskutierten Wirkungsaspekten sehr deutliche spezifische Vorteile auf. Die Herstellung von PUR-Kunststoff aus Primärmaterial ist mit erheblichen negativen Umweltauswirkungen verbunden. Eine Ausbeute von 80% und damit ein hoher Substitutionseffekt führt zu einem sehr guten Bewertungsergebnis absolut und gegenüber allen dazu bestehenden Entsorgungsalternativen.

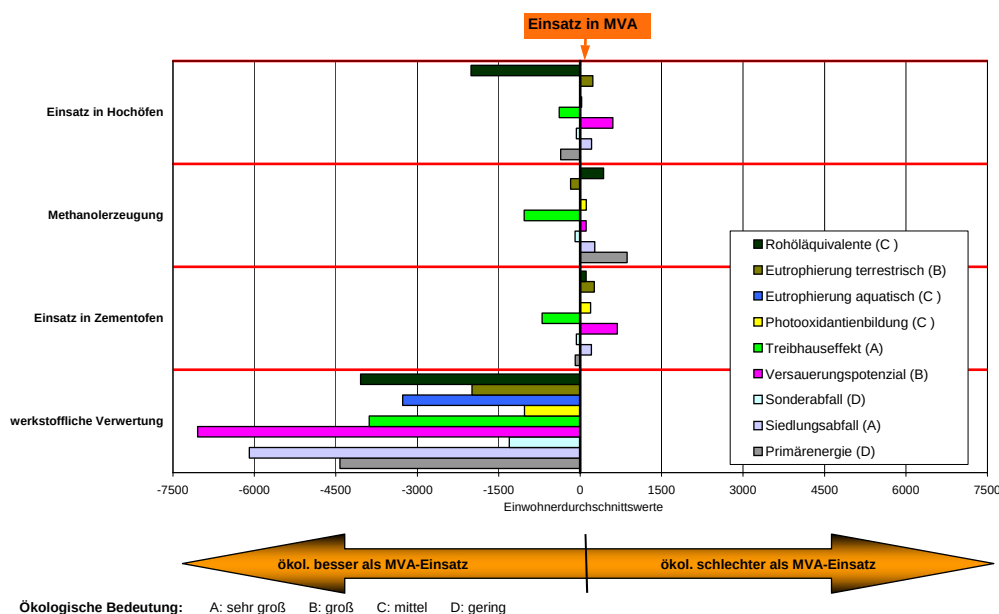


Abb. 2-34 Vergleichende Bewertung der Verwertung von Kunststoffen aus Shredderbetrieben (Autositze), bezogen auf eine Entsorgungsmenge von 11.000 Jahrestonnen; ausgedrückt in Einwohnerdurchschnittswerten (EDW), bezogen auf den Einsatz in der MVA als Referenzsystem

Als Ergebnis dieser vergleichenden Gegenüberstellung lässt sich festhalten, dass eine separate Bereitstellung von Autositzen an Shredderbetrieben für eine Verwertung dann uneingeschränkt sinnvoll ist, wenn sich eine werkstoffliche Verwertung finden lässt. Ist diese nicht gegeben, relativiert sich der Vorteil einer Verwertung deutlich. Im Gegenteil ist für eine Beseitigung in einer Müllverbrennungsanlage über alle diskutierten Wirkungskategorien hinweg kein signifikanter Nachteil zu erkennen.

3 Beurteilung der Ergebnisse durch das UBA und den VKE

Ziel der Studie „Ökologische Betrachtung von potentiellen Verwertungswegen für Kunststoffabfälle aus Gewerbe und Privathaushalten außerhalb des DSD“ ist es, für eine Auswahl potentiell verwertbar ermittelter Mengen und Anfallorte aus Umweltsicht die jeweils günstigste Entsorgung zu bestimmen. Grundlage sind die Anforderungen des §6 Abs.1 KrW/AbfG. Die Auswahl der Branchen und Bereiche erfolgte nach Mengenrelevanz und voraussichtlicher Verwertbarkeit bzw. Sortenreinheit der in den Bereichen anfallenden Abfälle. Untersucht wurden nur Kunststoffabfälle aus dem privaten und gewerblichen Endverbraucherbereich, da diese bislang nur in einem nicht zufriedenstellenden Umfang verwertet und zum überwiegenden Teil beseitigt werden.

Es handelt sich um ein gemeinsames Forschungsprojekt des Umweltbundesamtes und des Verbandes der Kunststoffherzeugenden Industrie (VKE), das sich in mehrere Teilvorhaben gliedert. Ein Teilvorhaben ist die Ökobilanz zum Vergleich der verschiedenen Verwertungsverfahren.

Es sei an dieser Stelle (noch einmal) darauf hingewiesen, dass die ökologische Bilanzierung der Verwertungswege Einschränkungen und Modellannahmen unterlag, die in Kauf genommen wurden oder werden mussten. Diese Einschränkungen waren zwischen den Auftraggebern abgestimmt und sind im Bericht genannt. Es bleibt zukünftigen ökobilanziellen Betrachtungen vorbehalten, Randbedingungen anders zu formulieren und Annahmen zu variieren.

3.1 Anmerkungen zu Auswahl und Festlegung der Szenarien

Die Festlegung der einzubeziehenden Kunststoffabfallströme und Entsorgungsoptionen erfolgte im Wesentlichen in anderen Teilvorhaben des Forschungsprojektes. Die Festlegung der Entsorgungssysteme hat auf die Aussage über die Vorteilhaftigkeit aus Umweltsicht einen großen Einfluss. Die aus diesen Festlegungen resultierenden Konsequenzen sind nachfolgend aufgeführt:

a) Szenarien zur werkstofflichen Verwertung

Innerhalb der werkstofflichen Verwertung wird allein die Zielsetzung der Rezyklatherstellung und die Substitution von primären Kunststoffen in Verhältnis 1:1 (Substitutionsfaktor $S = 1$ bzw. S nahe 1) betrachtet. In der Praxis können die erzielbaren Rezyklatqualitäten aber auch Substitutionsraten <1 erforderlich machen, was bedeutet, dass der spezifische Materialaufwand für Sekundärmaterial höher als für Primärmaterial ist. Darüber hinaus erfolgt in der Praxis die werkstoffliche Verwertung von Verpackungsabfällen aus Kunststoff auch zu einem erheblichen Teil mit der Zielsetzung der Herstellung von Formteilen, die nicht Kunststoffe, sondern andere Werkstoffe wie Holz, Keramik oder Beton substituieren. In beiden Fällen würde die werkstoffliche Verwertung zu ungünstigeren Ergebnissen führen, als sie sich aus den hier getroffenen Annahmen ergeben. Das Vorhandensein aufnahmefähiger Märkte für die erzeugten Rezyklate wurde unterstellt.

Für die Kunststoffe aus dem Haushaltsbereich wird nach der vorliegenden Bilanzierung eine Erfassung zusammen mit den DSD-Abfällen unterstellt. Eine gemeinsame Erfassung hat zwangsläufig zur Folge, dass sich auch alle nachgeordneten Schritte der Abfallentsorgung, insbesondere die Aufbereitung und Verwertung, nicht mehr unterscheiden. Abgebildet wurden daher für die gemischten Kunststoffe aus Haushalten die Situation der werkstofflichen Verwertung aus dem Verpackungsbereich, wobei die hier angesprochenen Verfahrensschritte in der Untersuchung spezifisch auf die hier betrachteten Kunststoffe und Produkte angepasst wurden.

Durch die derzeit laufende Umstellung der Sortiertechnologie für Verpackungsabfälle, die auch auf alle Bereiche darüber hinaus ausstrahlt, wird sich der Mengenanteil, der als Granulat einer stofflichen Verwertung in Substitution zu primären Kunststoffen zugeführt werden kann, merklich erhöhen. Mit dieser Sortiertechnologie wird es zukünftig eine Sortierfraktion von Mischkunststoffen geben, die nicht nur einer rohstofflichen (oder auch energetischen) Verwertung zugeführt werden kann, sondern sich auch für eine werkstoffliche Verwertung eignet. Aufgrund der Materialspezifika muss die Mengenverteilung aber nicht identisch mit der der Verpackungskunststoffe sein.

b) Szenarien zur energetischen Nutzung

Auftragsgemäß beschränkt sich die Diskussion der energetischen Nutzung auf den Einsatz in Zementöfen und in einer Müllverbrennungsanlage. Nicht berücksichtigt wurde die Verwertung in Kraftwerken, die nach einer Aufbereitung der Abfälle zu Sekundärbrennstoff auch in einigen Fällen abfallwirtschaftliche Praxis ist.

Im Rahmen zukünftiger Untersuchungen könnte es sinnvoll sei, die Verwertung in Kraftwerken zu bilanzieren: Gerade Kraftwerke, die die spezifischen Vorteile einer hohen Nutzung des energetischen Potentials der Abfälle mit entsprechenden Maßnahmen der Rauchgasreinigung verbinden, können unter bestimmten Gesichtspunkten durchaus Vorteile sowohl gegenüber der Müllverbrennung (schlechte energetische Nutzung) als auch gegenüber dem Einsatz in Zementöfen (Luftschadstoffemissionen) aufweisen.

c) Kombination werkstofflicher und energetischer Verfahren

Dem Referenzsystem einer vollständigen Beseitigung in einer Müllverbrennungsanlage werden keine Verwertungsansätze gegenüber gestellt, die eine Kombination aus werkstofflichen und rohstofflichen/energetischen Möglichkeiten enthalten. Eine solche Kombination aus maximaler werkstofflicher Verwertung (mit Substitutionsfaktor = 1) und rohstofflicher oder energetischer Nutzung von aus der Aufbereitung verbleibenden Teilmengen ist jedoch aus ökologischer Sicht häufig sinnvoll und anstrebenswert. Aus den betrachteten rohstofflichen und energetischen Verfahren für dieselbe Fraktion und die aussortierten Mengen kann das „Verbesserungspotenzial“ gegenüber der MVA zumindest in der Größenordnung abgeleitet werden (vergleiche auch 4.1.3, Teilbericht 4). Ein Rechenbeispiel hierzu wird in Absatz 8.2.2, Teilbericht 4, für den Primärenergiebedarf gegeben.

d) Einfluss der Ausbeuten der zu verwertenden Abfälle

Bilanziert und bewertet werden immer ganze Entsorgungssysteme, die neben einer unterschiedlichen Verwertung immer mit einer Beseitigung der Restabfallmengen in einer Müllverbrennungsanlage gekoppelt sind. Die Ausbeuten (Abfallanteil der einer Verwertung zugeführt wird) unterscheiden sich stark, sowohl zwischen den einzelnen Abfallarten, als auch zwischen den verschiedenen Entsorgungsvarianten einzelner Abfallarten.

Dieses Vorgehen erschwert das Erkennen prinzipieller Stärken und Schwächen einzelner prinzipieller Verwertungsoptionen. Der Einfluss der Ausbeuten wurde daher in den Sensitivitätsanalysen (siehe Abs. 8.1.6, Teilbericht 4) umfassend berücksichtigt.

Die teilweise recht hohen Abschläge für die werkstoffliche Verwertung liegen in den in Abschnitt 4.1.2, 4.2.2 und 8.2.1 des Ökobilanzberichtes genannten prinzipiellen Einschränkungen und den Modellannahmen (4.1.3 und 4.2.1) begründet.

3.2 Anmerkungen zu Auswahl und Festlegung der Kriterien

Aus dem Kriterienkatalog des Umweltbundesamtes wurden Parameter, die Aussagen zu toxischen Wirkungen ermöglichen würden, nicht berücksichtigt; nämlich das Potenzial der direkten Gesundheitsschädigung und das Potenzial der direkten Schädigung von Ökosystemen. Auf die Abbildung von toxischen Kategorien wurde verzichtet, da keine materialspezifischen Aussagen für die betrachteten Abfallströme und konkrete Hinweise auf die Übertragbarkeit vorhandener Daten vorlagen. Aus Sicht der Ökobilanz ist für eine sinnvolle Auswertung einer Kategorie wichtig, dass eine vergleichbare Datenlage für alle Verfahren und Abfallströme verfügbar ist, was im vorliegenden Fall für die genannten Kategorien nicht gegeben war. Abgesehen davon ist zu berücksichtigen, dass es derzeit noch kein allgemein akzeptiertes Modell zur Abbildung dieser Kategorien in Ökobilanzen gibt. Fest steht aber, dass zumindest bei einigen Abfallfraktionen die Schadstoffbelastung unter toxischen Gesichtspunkten relevant sein kann. Dies gilt gerade auch für Fraktionen wie die hier analysierte und bilanzierte Shredderleichtfraktion bzw. die Fraktion gemischter Kunststoffe aus Shredderbetrieben.

Für den Vergleich der Umweltauswirkungen der verschiedenen Ansätze der rohstofflichen und energetischen Verwertung im Vergleich zum Referenzsystem Müllverbrennung ist diese Einschränkung des Kriterienumfangs sensitiv. Für einige Schwermetalle ist die Transferrate, das heißt der Anteil der bei der Verwertung aus dem Abfall in die Abluft bzw. das Abgas übergeht, vergleichsweise hoch. Nur die Müllverbrennungsanlage ist gegenüber derartiger Emissionsproblematik entsprechend ausgerüstet. Spezifische und für eine umfassende Beurteilung zentrale Vorteile des Referenzsystems Müllverbrennung werden durch den Verzicht auf eine Beurteilung toxischer Wirkungen nicht berücksichtigt.

3.3 Sensitivitätsbetrachtung

In der Ökobilanz wurden Sensitivitätsbetrachtungen für die in der Dominanzanalyse identifizierten maßgeblichen Parameter durchgeführt, soweit es sich hierbei um Parameterfestlegungen handelt, die mit Unsicherheiten behaftet sind. Die Sensitivitätsbetrachtungen wurden am Beispiel der Fraktion gemischte Kunststoffe aus Haushaltsrestmüll durchgeführt.

Variiert wurden hier für die verschiedenen Entsorgungssysteme Sortiererfolge und damit Ausbeuten, spezifische Strombedarfe gerade bei energetischen und rohstofflichen Systemen sowie Änderungen bei den Äquivalenzprozessen. Angesetzt wurde so die Substitution von Methanol aus Schweröl anstatt eines Mixes, für die Verwertung im Hochofen die Substitution von Steinkohle anstatt Schweröl, bei Müllverbrennungsanlagen Erzeugung ausschließlich von Dampf anstatt eines Mixes zusammen mit Strom sowie für die werkstoffliche Verwertung ein Substitutionsfaktor von 0,9 anstatt 1.

Die Diskussion wird geführt anhand der Ergebnisse für die Wirkungskategorie Treibhauseffekt sowie der Information Primärenergiebedarf. Die Ergebnisse zeigen, dass vor allem Substitutionserfolge das Ergebnis entscheidend beeinflussen können. Besonders augenfällig wird dies am Fall des Verwertungssystems SVZ bzw. Herstellung von Methanol. Hier ist eine Änderung des industriellen Herstellungsmixes von Methanol rein auf den Einsatz von Schweröl mit deutlichen Änderungen verbunden.

3.4 Signifikanz der Ergebnisse

Das Bewertungssystem des Umweltbundesamtes sieht unter anderem vor, die den untersuchten Systemen zuzuschreibenden Umweltbelastungen mit der gesamten Umweltsituation oder anderen Umweltproblembereichen ins Verhältnis zu setzen. Der Zweck der so genannten Signifikanzanalyse ist vor allem, den angesprochenen (z.B. umweltpolitischen) Entscheidungsträger in die Lage zu versetzen, den umweltpolitischen Nutzen einer Entscheidung einzuschätzen.

Mit der Darstellung der Ergebnisse in Einwohnerdurchschnittswerten (EDW), wie die in den Ergebnissen zur Wirkungsabschätzung dokumentiert ist, ist es möglich, einen Eindruck von der Größenordnung der Ergebnisse zu erhalten.

Die Größenordnung der Differenz zwischen den Ergebnissen zweier Verwertungssysteme soll am Beispiel der Verwertung von Kunststoffen aus Haushaltsrestmüll deutlich gemacht werden. Die Verwertungsvariante „Verwertung zur Methanolerzeugung (SVZ)“ erreicht in der Wirkungskategorie Treibhauseffekt etwa 5.000 EDW, die Verwertungsvariante „Werkstoffliche Verwertung“ dagegen etwa 35.000 EDW. Die Differenz von etwa 30.000 EDW bedeutet, dass durch die werkstoffliche Verwertung die Emission an

Treibhausgasen um den gleichen Betrag vermindert würde, wie er von den Einwohnern einer Stadt mit 30.000 Einwohnern (z.B. Jülich) verursacht wird.

4 Zusammenfassende Schlussfolgerungen und Empfehlungen des UBA und des VKE

Die vorliegende Studie hatte zum Ziel, im Sinne eines Screenings erste Hinweise bzw. Trends für eine Optimierung der Kunststoffabfallströme außerhalb des DSD zu untersuchen. Die Auftraggeber der Studie sind dabei nicht nur daran interessiert, die besten Verwertungslösungen zu kennen, sondern auch zu erfahren, in welchem Umfang Umweltlasten durch Einflussnahme auf bestimmte Kunststoffströme reduziert werden könnten. In weiteren Schritten sind die technische Machbarkeit, die Verfügbarkeit geeigneter, aufnahmefähiger Märkte für Rezyklate und die Wirtschaftlichkeit in die Überlegung für ein zielführendes Stoffstrommanagement einzubringen.

Im Falle der Ökobilanzanalyse der werkstofflichen Verwertung besteht bei der vorliegenden Studie das Problem, dass keine konkreten Annahmen für die tatsächliche Rezyklatverwendung getroffen werden konnten, da diese Verwertungswege (noch) nicht bestehen. In der Ökobilanzstudie wurde daher pragmatisch nur zum Rezyklat und nicht bis zu dessen Verwendung bilanziert. Die vorliegenden Ergebnisse zur werkstofflichen Verwertung charakterisieren daher jenen Fall, bei dem das Rezyklat vollwertig Neuware (Substitutionsfaktor $S = 1$) ersetzt. Ob dies zutrifft, ist bei späteren Überlegungen für den konkreten Verwertungsfall zu prüfen.

Ferner wurde in der Untersuchung angenommen, dass anfallende Sortierreste der Müllverbrennung zugeführt werden. Diese Annahme wirkt sich vor allem auf die werkstofflichen Verwertungsverfahren aus, da in diesen Verfahren vergleichsweise große Mengen Sortierrest anfallen. Die vorliegenden Ergebnisse zur werkstofflichen Verwertung charakterisieren daher jenen Fall, bei dem die Sortierreste vollständig thermisch beseitigt werden. Unter der Voraussetzung, dass Sortierreste teilweise oder vollständig rohstofflich oder energetisch verwertet würden, verschieben sich die vorliegenden Ergebnisse des ökobilanziellen Vergleichs zu Gunsten der werkstofflichen Verwertung.

Es wurden zahlreiche unterschiedliche Varianten für die zukünftigen Kunststoffentsorgungswege mit Hilfe der Ökobilanz betrachtet. Diese Stoffströme liegen je nach Spezifizierung der Verwertungswege und Abfallfraktionen zwischen gut 500.000 Tonnen und 4.500 Tonnen. Es ist offensichtlich, dass die ökologischen Entlastungen nicht nur von der Qualität der Verwertungswege, sondern auch von der Größe des Stoffstromes abhängen. Deshalb kann es manchmal sinnvoll sein, ein Verfahren mit geringeren spezifischen Effekten, aber größerem Mengenpotential zu bevorzugen. Insgesamt kann man aber feststellen, dass zur Erreichung möglichst großer Entlastungseffekte nicht ein bestimmtes Verfahren alleine eingesetzt werden kann. Dem stehen schon technische Gründe entgegen. Zudem zeigt die Untersuchung, dass es aus ökologischer Sicht kein Verfahren gibt, welches den anderen Alternativen unter allen Umständen, d.h. für alle Anfallorte und alle Fraktionen und alle Kategorien, überlegen ist.

Die Ökobilanz beschränkt sich naturgemäß auf umweltbezogene Fragestellungen. Bei der Wahl eines bestimmten Entsorgungsweges werden neben den Ökobilanz-Ergebnissen auch ökonomische und soziale Kriterien Berücksichtigung finden.

- Für *Nicht-Verpackungs-Kunststoffe aus Haushalten* ist eine werkstoffliche Verwertung unter den gewählten Rahmenbedingungen (siehe oben) in der Tendenz die umweltgünstigste Entsorgungsvariante. Wie aus den Ergebnissen der Ökobilanz hervorgeht, besitzt die werkstoffliche Verwertung in allen diskutierten Wirkungskategorien Vorteile gegenüber einem Verbleib in der Restmülltonne, aber auch, wenn auch weniger ausgeprägt, Vorteile gegenüber den untersuchten Verwertungsalternativen. Hervorzuheben ist hierbei, dass die werkstoffliche Verwertung die beschriebenen Vorteile aufweist, obgleich für sie erheblich geringere Ausbeuten angesetzt wurden, als für die rohstofflichen oder energetischen Verwertungsalternativen.

Aus ökologischer Sicht ist es deshalb angebracht, Kunststoffe in möglichst großem Umfang dem Haushaltsrestmüll zu entziehen und einer werkstofflichen Verwertung zuzuführen. Insbesondere eignen sich dafür Abfälle, die großvolumig sind und keine Verbundmaterialien darstellen. Die Erfassung ließe sich theoretisch unter Mitnutzung des bereits bestehenden Dualen Systems realisieren.

- Auch die bisher beseitigte *Kunststofffraktion aus hausmüllähnlichen Gewerbeabfällen* ist aus ökologischer Sicht am sinnvollsten werkstofflich zu verwerten. Im Vergleich zu Kunststoffen aus dem Haushaltsrestmüll sind die Abfälle allerdings von geringerer Qualität. Gleichzeitig dürfte der Umstand, dass das Verwertungspotenzial von Kunststoffen aus hausmüllähnlichen Gewerbeabfällen im Vergleich zu Kunststoffen aus dem Haushaltsrestmüll wesentlich geringer ist, eine werkstoffliche Verwertung erschweren.

Von den rohstofflichen und energetischen Verwertungsalternativen dürfte tendenziell die Verwertung im Hochofen aus ökologischer Sicht am günstigsten abschneiden. Mit Zementwerk und SVZ stehen weitere Verwertungsalternativen zur Verfügung.

- Für *Kunststoffe aus dem Sperrmüll und aus Gewerbeabfällen*, die über private Entsorger entsorgt werden, ist eine werkstoffliche Verwertung aus Umweltsicht für gut identifizierbare und relativ leicht und sauber aus dem Abfallstrom abtrennbare Fraktionen sinnvoll. Abfälle, die nach den Ergebnissen der Ökobilanz werkstofflich verwertet werden sollten sind Rohre, Matratzen und Polster, Autositze, Folien, Kunststoffgehäuseteile aus dem E&E-Bereich sowie Kabelabfälle. Die werkstoffliche Verwertung dieser Abfallfraktionen weist gegenüber allen bestehenden Alternativen deutliche Umweltvorteile auf.

Zu prüfen ist, ob für diese Fälle die in der Studie getroffenen Annahmen zu den Rahmenbedingungen (Verwendbarkeit des Rezyklats hinsichtlich Eignung und

Marktverfügbarkeit) wirklich im konkreten Fall zutreffen (siehe oben) und ob es Möglichkeiten zur Realisierung gibt.

Eine getrennte Bereitstellung der genannten Kunststoffabfallfraktionen mit dem Ziel, diese rohstofflich oder energetisch zu verwerten, ist aus ökologischer Sicht nicht angebracht. Die damit verbundenen Umwelteffekte zeigen keine eindeutigen Vorteile gegenüber einer Beseitigung durch Verbrennung in der MVA.

- *Kunststoffe aus Shredderbetrieben* sind einer werkstofflichen Verwertung nicht zugänglich. Ein Vergleich der rohstofflichen und energetischen Verwertungsalternativen führt hinsichtlich ihrer ökologischen Effekte in den einzelnen Wirkungskategorien zu keinem eindeutigen Ergebnis. In Summe betrachtet, ist jedoch die Verwertung von Shredderabfällen zur Methanolerzeugung als ökologisch günstiger zu bewerten als die Verwertung im Hochofen und Zementofen und der Einsatz in der MVA.

Critical Review zur „Ökobilanz Verwertungspotenziale von Kunststoffabfällen (Nicht-Verpackungen) aus Gewerbe und Privathaushalten“

1 Kurzfassung

Die Ermittlung und ökologische Beurteilung von Verwertungspotenzialen von Kunststoffen aus Gewerbe und Privathaushalten ist angesichts der vielen unterschiedlichen Prozesse eine höchst komplexe und schwierige Aufgabe, mit der in vieler Hinsicht Neuland betreten wurde. Die Ökobilanz wurde im Rahmen eines UFOPLAN-Vorhabens durchgeführt, bei dem gleich sieben Teilberichte erstellt wurden. Letztlich wurden damit Dutzende von Ökobilanzen und Hunderte von Teilprozessen kombiniert. Die Durchführung und die Ergebnisdarstellung zeigt, dass damit eher eine orientierende Ökobilanzierung erfolgte und die Ergebnisse Tendenzen aufzeigen und Beispielcharakter haben, aber nicht unmittelbar für Entscheidungen über konkrete Einzel-Maßnahmen geeignet sind (wie die Autoren selbst hervorheben).

Durch verschiedene Umstände, aber offensichtlich auch wegen der hohen Komplexizität der Materie kam es zu einer deutlichen Verzögerung des Gesamtvorhabens. Die nun vorliegenden Teilberichte wurden von unterschiedlichen Autoren zu unterschiedlichen Zeiten erstellt und sind "nicht aus einem Guß". Eine eigentlich wünschenswerte abschließende Überarbeitung und Harmonisierung aller Teilberichte würde jetzt zu einem sehr hohen Arbeitsaufwand führen, ohne dass nach Ansicht der Peers wesentliche neue Erkenntnisse zu erwarten wären.

Das Critical Review war insofern eingeschränkt, als die wesentlichen Vorfestlegungen zur Auswahl der näher zu untersuchenden Alternativen in den Teilstudien 1 und 2 erfolgten und damit nicht dem Critical Review unterlagen. Mit diesen Einschränkungen kann die Norm-Konformität in den zentralen Punkten (Herausarbeitung der Zielsetzung, des Untersuchungsrahmens, der Systemgrenzen und der Datenqualität, Vollständigkeit der Sachbilanz, sachgerechte Erstellung der Wirkungsbilanz) bestätigt werden. Die wesentlichen Schlußfolgerungen zu den Ergebnissen in den Teilberichten 4 und 5 sind im Hinblick auf den Untersuchungsrahmen und die Fragestellung zulässig, zumal sie vorsichtig und allgemein gehalten sind.

Klar zu bemängeln ist allerdings die unübersichtliche Darstellung in vielen Teilberichten, eine Reihe von Inkonsistenzen, die Verteilung der (auch nicht deckungsgleichen) Schlussfolgerungen auf zwei Teilberichte, sowie eine Reihe weiterer kleiner Fehler.

Im Hinblick auf die weitere Diskussion und die Umsetzung in der Praxis sollen drei Aspekte hervorgehoben werden:

- Bei der Wahl der Referenzsysteme wurde immer nur auf eine Verwertungsoption abgehoben. Vermutlich hätte eine Kombination von Verwertungsoptionen (z.B.

werkstoffliche Verwertung und rohstoffliche/energetische Verwertung) zu realistischeren Ergebnissen geführt. Dies hätte die Zahl der untersuchten Alternativen allerdings weiter erhöht.

- Die Schadstoff- und Schwermetall-Gehalte der Kunststoffabfälle und entsprechende Prozess-Emissionen konnten bei der Ökobilanz wegen der schlechten Datenlage nicht berücksichtigt werden. Damit werden bestimmte Verwertungsoptionen "zu gut dargestellt" (Beispiel: schlecht ausgerüstete Zementwerke weisen viel höhere Schadstoffemissionen auf als Müllverbrennungsanlagen).
- Vor Einzel-Entscheidungen und Umsetzung in die Praxis sollten jeweils detaillierte Ökobilanzen durchgeführt werden – unter Einbezug von Kombinationen von Verwertungsoptionen und Einbezug der Schadstoff- und Schwermetallsituation (ggfs. müssen hier vorab Messungen zur Belastung der Kunststoffabfälle erfolgen).

2 Vorbemerkung

Die Ökobilanz wurde im Rahmen eines UFOPLAN-Vorhabens durchgeführt, bei dem sieben Teilberichte erstellt werden. Die Ökobilanz wird in zwei Teilberichten vorgelegt:

- Dipl. Ing. Till Nürrenbach, Fraunhofer-Institut für Verfahrenstechnik und Verpackung, Teilbericht 4: Ökologische Betrachtung von potentiellen Verwertungswegen für Kunststoffabfälle aus Gewerbe und Privathaushalten,
- Jürgen Giegrich und Florian Knappe, IFEU, Heidelberg, Teilbericht 5: Auswertung der Ökobilanzergebnisse des Vorhabens : Verwertung von Kunststoffen aus Gewerbe und Privathaushalten.

Die Ökobilanz nimmt Bezug auf die bereits erstellten drei Teilberichte

- Teilbericht 1: Darstellung der Aufkommens- und Verwertungsmengen sowie deren Entsorgungswege für den Bezugszeitraum 1999,
- Teilbericht 2: Prognosemodelle zur Entwicklung des Kunststoffaufkommens bis zum Jahr 2010 (Hochrechnungen),
- Teilbericht 3: Verwertungsoptionen und Begründung der Auswahl der in Teilbericht 4 zu untersuchenden Kunststofffraktionen.

Zum Zeitpunkt der Fertigstellung des Critical Reviews standen noch zwei Teilberichte aus:

- Teilbericht 6: Ökonomische Betrachtung potenzieller Entsorgungswege,
- Teilbericht 7: Schlussfolgerungen.

3 Funktion des Critical Review und Einschränkungen

(Produkt-)Ökobilanzen sollen nach der DIN EN ISO-Norm 14040 ff. durchgeführt werden. Die ISO-Norm schreibt vor, daß für (Produkt-)Ökobilanzen eine unabhängige kritische Prüfung (Critical Review) dann vorzunehmen ist, wenn - wie in der vorliegenden Produkt-Ökobilanz - vergleichende Aussagen gemacht werden und die Ökobilanz veröffentlicht wird.

Im vorliegenden Fall wurden die Unterzeichnenden, Dr. Rainer Grießhammer (Freiburg) als Vorsitzender des Prüfungsausschusses und Dr. Rolf Bretz (Basel) und Dipl.Ing. Carl-Otto Gensch als weitere Sachverständige und Mitglieder des Prüfungsausschusses mit dem Critical Review betraut.

Das kritische Prüfungsverfahren soll sicherstellen, daß

- die Ökobilanz nach der ISO-Norm durchgeführt wurde,
- daß die Studie wissenschaftlich begründet ist und dem Stand der Ökobilanz-Technik entspricht,
- die verwendeten Daten in Bezug auf das Untersuchungsziel der Studie hinreichend und zweckmäßig sind,
- die Schlußfolgerungen schlüssig sind, indem die Auswertung die erkannten Einschränkungen und das Ziel der Studie berücksichtigt werden,
- der Bericht transparent und in sich stimmig ist.

Die Funktion der Prüfer ist etwa der eines Wirtschaftsprüfers vergleichbar. Vereinfacht ausgedrückt wird (nur) geprüft, ob die Produkt-Ökobilanz methodengerecht und fair erstellt wurde. In der ISO-Norm wird ausdrücklich festgehalten, daß die Prüfung nicht bedeutet oder bedeuten muß, daß die Prüfer dem Bewertungsmodell oder den Schlußfolgerungen zustimmen.

Zur vorliegenden Ökobilanz fanden drei Sitzungen mit Auftraggebern und Bearbeitern der Studie statt (10.05.01, 21.11.01 und 18.06.02). Danach kam es durch verschiedene Umstände zu einer deutlichen Verzögerung des Gesamtvorhabens. Die nun vorliegenden Teilberichte wurden von unterschiedlichen Autoren zu unterschiedlichen Zeiten erstellt und sind "nicht aus einem Guß". Eine eigentlich wünschenswerte abschließende Überarbeitung und Harmonisierung aller Teilberichte würde jetzt zu einem sehr hohen Arbeitsaufwand führen, ohne dass nach Ansicht der Peers wesentliche neue Erkenntnisse zu erwarten wären. Das Critical Review war auch dadurch eingeschränkt, dass die wesentlichen Vorfestlegungen zur Auswahl der näher zu untersuchenden Alternativen in den Teilstudien 1 und 2 erfolgten und damit nicht dem Critical Review unterlagen¹. Nicht zuletzt konnte die Fülle der bilanzierten Alternativen nicht einzeln, sondern nur in Stichproben nachgeprüft werden.

Zur Begleitung der Ökobilanz wurde ein Beirat eingerichtet: Frau Bünemann (BUND), Frau Dr. Kummer (BVSE) und Herr Crößmann (GKV). Der Beirat wurde teilweise zu Sitzungen eingeladen und erhielt die fertiggestellte Ökobilanz mit der Möglichkeit für eine Kommentierung. Ungewöhnlich ist, dass die beteiligten Kreise sowie die Mitglieder des Review Panels nicht namentlich benannt werden (Teilbericht 4, S. 22).

¹ Vgl. Hinweis im Teilbericht 5, S. 96ff.

4 Norm-Konformität

Mit den genannten Einschränkungen kann die Norm-Konformität in den zentralen Punkten (deutliche Herausarbeitung der Zielsetzung, des Untersuchungsrahmens, der Systemgrenzen und der Datenqualität, Vollständigkeit der Sachbilanz, sachgerechte Erstellung der Wirkungsbilanz) bestätigt werden. Die wesentlichen Schlußfolgerungen zu den Ergebnissen in den Teilberichten 4 und 5 sind im Hinblick auf den Untersuchungsrahmen und die Fragestellung zulässig, zumal sie vorsichtig und allgemein gehalten sind.

Klar zu bemängeln ist allerdings die unübersichtliche Darstellung in vielen Teilberichten, eine Reihe von Inkonsistenzen, die Verteilung der (auch nicht deckungsgleichen Schlussfolgerungen) auf zwei Teilberichte, sowie eine Reihe weiterer kleiner Fehler (siehe unten).

5 Wichtige Hinweise

5.1 Kombination werkstofflicher und energetischer Verfahren

Bei der Wahl der Referenzsysteme wurde immer nur auf eine Verwertungsoption abgehoben. Vermutlich hätte eine Kombination von Verwertungsoptionen (z.B. werkstoffliche Verwertung und rohstoffliche/energetische Verwertung) zu realistischeren Ergebnissen geführt.

5.2 Nicht-Einbeziehung der Kategorie Humantoxikologie

Im Teilbericht 4, S. 40/41 wird darauf hingewiesen, dass die Schadstoff- und Schwermetall-Gehalte der Kunststoffabfälle fehlen und dass deshalb auf die Abbildung der Kategorien Ökotoxikologie und Humantoxikologie verzichtet wurde. Dieser Befund wird allerdings nur „am Rande erwähnt“, obwohl er für die Praxis eine große Bedeutung hat, da beispielsweise die schlecht ausgerüsteten Zementwerke viel höhere Schadstoffemissionen aufweisen als etwa die Müllverbrennungsanlagen.

6 Kritik im Einzelnen

6.1 Inkonsistenz der Teilberichte bei den Wirkungskategorien

Die laut Teilbericht 4 (S.8) ausgewertete Wirkungskategorien sind nicht identisch mit den in Teilbericht 4 (S.21) und Teilbericht 5 (S. 7) aufgeführten Kategorien!

6.2 Fehlende Begründungen und Prüfungen

Nach ISO 14040 sollen bei einer Ökobilanz die methodische Vorgehensweise im einzelnen beschrieben werden. Dies erfolgte nicht vollständig:

- Die Prüfung der wegen Massenkriterium abgeschnittenen Stoff- und Energieströme auf Umweltrelevanz erfolgt formal nicht.
- Die angewandten Allokationsregeln bei den Substitutionsprozessen werden nicht vollständig beschrieben. Die Art der Gutschriftenverrechnung durch substituierte Vorketten ist widersprüchlich beschrieben: Laut Teilbericht 4 (S. 46) erfolgt Verrechnung auf Sachbilanzebene, auf S. 55 wird die Differenzbildung auf der Basis von Wirkungsindikatorergebnisse beschrieben.
- Die geforderte Darstellung der Einschränkung der Wirkungsabschätzung erfolgte nicht.
- Die Prozessauswahl für die substituierten Vorketten müsste durch eine Marktbetrachtung, bei der auch dynamische Effekte und Rückkoppelungen berücksichtigt werden, begründet werden.

7 Weitere Kritikpunkte

7.1 Wirkungskategorie "Naturraumbeanspruchung"

Die Wirkungskategorie "Naturraumbeanspruchung" wird nur näherungsweise für Abfälle dargestellt (durch die Sachbilanzergebnisse für alle Abfälle). Methodisch ist dies gegenüber den vom UBA in Auftrag gegebenen Ökobilanzen für Getränkeverpackungen ein Rückschritt.

7.2 Fehlende Begründungen, fehlende Hinweise; fehlende Umsetzung

Der Teilbericht 4 enthält im Scoping einige Absichtserklärungen, die aber offensichtlich nicht umgesetzt wurden, ohne das dies später vermerkt wurde.

Die Sortier-und Aufbereitungsverluste für Zementofen und Hochofen werden als identisch angenommen (Teilbericht 4, S. 32), ohne das dies begründet wird.

Bei der Darstellung von Energieäquivalent und Rohöläquivalent (Teilbericht 4, S. 48) fehlt ein deutlicher Hinweis, dass diese Wirkungskategorien keineswegs voneinander unabhängig sind, sondern sich beide aus dem Primärenergieverbrauch ableiten, wenn auch (wie in der Fussnote richtig bemerkt) mit unterschiedlichen Gewichtungsfaktoren

7.3 Kleinere Fehler

Die Teilberichte enthalten eine Reihe von Tippfehlern, Fehler im Inhaltsverzeichnis (z.B. Teilbericht 5, Abb. 2.14), unterschiedliche Bezeichnungen (Ethylen und Ethen, vgl. Teilbericht 4, S. 52), falsche Dimensionen (z.B. Rohöläquivalente im Teilbericht 4, S. 53; muss wohl "Kilotonnen/kt" heißen statt Tonnen/t"), die jeweils noch korrigiert werden sollten.

Der Teilbericht 5 würde durch eine Zusammenfassung zu Beginn wesentlich lesefreundlicher ausfallen.

8 Mögliche mißbräuchliche Verwendung der Ökobilanz durch Dritte

Bei einmal veröffentlichten Ökobilanzen besteht die Gefahr, daß die Ergebnisse zu einem späteren Zeitpunkt und von dritter Seite als Argument für verwandte Themenstellungen verwandt werden, ohne die Einschränkungen im Untersuchungsumfang adäquat zu berücksichtigen. Die ISO-Norm empfiehlt, in der Ökobilanz-Studie auf solche denkmögliche, nicht-intendierte und nicht-adäquate Verwendungen der Studie einzugehen. Dies erfolgte in der Studie nicht explizit. Nach Einschätzung der Prüfer könnte die Gefahr bestehen, dass das Critical Review zur Ökobilanz auch als Critical Review zum *Teilbericht 6: Ökonomische Betrachtung potenzieller Entsorgungswege* und vor allem zum *Teilbericht 7: Schlussfolgerungen* dargestellt oder interpretiert wird.

Zum Zeitpunkt der Fertigstellung des Critical Reviews standen die beiden genannten Teilberichte aus und werden damit definitiv nicht abgedeckt.

Die Ergebnisse der Ökobilanz haben eindeutig nur orientierenden und beispielhaften Charakter. Bevor Entscheidungen für oder gegen konkrete Einzel-Maßnahmen erfolgen, müssten diese durch detaillierte und aktualisierte Ökobilanzen abgesichert werden.

UFOPLAN-Vorhaben

**„Verwertungspotenziale von Kunststoffabfällen (Nicht-Verpackungen)
aus Gewerbe und Privathaushalten“**

FKZ 200 33 327

Teilbericht 6

Ökonomische Betrachtung potenzieller Entsorgungswege

erstellt für:

Umweltbundesamt
Postfach 330022
14191 Berlin

&

VKE
Karlstraße 21
60329 Frankfurt/Main

von:

CONSULTIC
Marketing & Industrieberatung GmbH
Babenhäuser Str. 50
D-63762 Großostheim
☎: (0 60 26) 97 41-0
Fax: (0 60 26) 97 41-41
e-mail: lindner@consultic.de

Ihr Ansprechpartner: Christoph Lindner

Ellendt & Herold
Unternehmensberatung
Sandgasse 54
D-63739 Aschaffenburg
☎: (0 60 21) 58 48 01
e-mail: mherold@ellendtundherold.com

Ihr Ansprechpartner: Matthias Herold

Müller BBM GmbH
Robert-Koch-Str. 11
82152 Planegg
☎: (0 89) 85602-358
e-mail: t.nuerrenbach@muellerbbm.de

Ihr Ansprechpartner: Till Nürrenbach

20. Dezember 2004

INHALTE:



- A Einleitung**
- B Restmüll Haushalte**
- C Gewerbeabfall**
- D Schredderbetriebe**
- E Sperrmüll Haushalte**
- F Zusammenfassung**

A Einleitung (1)

Im Folgenden soll der Versuch unternommen werden, die in Teilbericht 4 beschriebenen Verwertungswege für bestimmte Fraktionen mit ökonomischen Daten zu hinterlegen.

Es handelt sich beim hier erarbeiteten Kostengerüst dementsprechend **nicht** um eine eigenständige Berechnung der Kosten für die aufgeführten Entsorgungswege. Ziel war es alleine, die aus der Ökologie vorgegebenen Annahmen und Rahmenbedingungen der ausgewählten Varianten und Teilströme treffend ökonomisch abzubilden und abzuschätzen.

Aus diesem Grund ist darauf hinzuweisen, dass alle in den Vorbemerkungen zum Teilbericht 4 gemachten Aussagen und Bemerkungen zu Rahmen, Aufbau und Grundlage der Untersuchung identisch auch für die ökonomischen Berechnungen gelten. Insbesondere auf die Aussagen zur Auswahl der berechneten Entsorgungswege sei hier nochmals verwiesen.

A Einleitung (2)

Generell setzen sich die Ergebnisse der ökonomischen Berechnung eines jeweiligen Entsorgungsweges aus verschiedenen Teilen zusammen:

- Kosten für Erfassung
- Kosten für Transport
- Kosten für Sortierung/Aufbereitung (evtl. unterbrochen durch weitere Transportprozesse)
- Behandlung/Verwertung
- Erlöse durch Regranulatverkauf

Letztere sind sehr stark an die schwankenden Marktpreise für Neuware gebunden. Bei den relevanten Entsorgungswegen wurde deshalb dargestellt, wie sich das Gesamtergebnis bei unterschiedlichen Erlösen auswirkt.

A Einleitung (3)

Bei den ausgewiesenen Aufwendungen für die einzelnen Module handelt es sich im Regelfall um ermittelte Preise für einen bestimmten Prozessschritt. Das gilt für Logistik- aber auch für Aufbereitungsprozesse. Kostenschätzungen wurden dann vorgenommen, wenn am Markt keine Preise ermittelbar waren. Das ist insbesondere bei speziellen Aufbereitungsverfahren bzw. Teilschritten der Fall.

Problematisch für die Berechnung der Finanzströme ist auch die Tatsache, dass für eine Reihe der ausgewählten Verwertungsmöglichkeiten derzeit weder exakte Kosten noch Anlieferungspreise ermittelt werden können, da diese Verfahren in der Praxis nicht etabliert sind und über den Technikumsmaßstab hinaus keine Erfahrungen vorliegen.

Die Aufwendungen für einige Behandlungs- bzw. Verwertungsmöglichkeiten können derzeit ebenfalls nur mit Preisen für die Anlieferung von Kunststoffabfällen abgedeckt werden. Das gilt insbesondere für die Wege SVZ und Hochofen.

Bei den Preisen für Logistikdienstleistungen lässt die ausgeprägte Wettbewerbssituation ein relativ genaues Abschätzen der Transportaufwendungen zu.

A Einleitung (4)

Die Behandlung von Kunststoffabfällen in der MVA stellt das Referenzsystem zu allen ausgewählten Verfahrenswegen dar. Da in dieser Studie nur die derzeit nicht verwerteten Kunststoffabfälle behandelt werden, wird davon ausgegangen, dass alle betrachteten Kunststoffabfälle über die MVA entsorgt werden. Die derzeit noch weitverbreitete Entsorgung von Abfällen über Deponien wird ausgeklammert, zumal dieser Entsorgungsweg bei der Umsetzung der Ablagerungs-VO an Bedeutung verlieren wird.

Analog zur ökologischen Betrachtung wird davon ausgegangen, dass alle bei Sortierungs- oder Aufbereitungsprozessen anfallenden Reste ebenfalls über die MVA entsorgt werden.

Für die Behandlungskosten wird bei allen Anlieferungen sowohl aus dem Bereich Haushalte als auch Gewerbe ein Betrag von 150 €/t angesetzt. Das entspricht in etwa dem derzeitigen Preismittelwert der in der Bundesrepublik bei Anlieferung an eine MVA gezahlt wird. Zu diesem Betrag kommen noch die Kosten für Sammlung und Transport, die sich je nach Herkunft und Transportmedium unterscheiden können.

A Einleitung (5)

Alle im Verlauf der Sortier- oder Aufbereitungsprozesse anfallenden Reste, bei einigen Verfahren weit über 50 %, werden in der ökonomischen Betrachtung über die MVA entsorgt. Dabei werden die Kosten der bis zum Abtrennen bereits durchlaufenen Prozessschritte berücksichtigt. Nicht erfasste oder erfassbare Kunststoffmengen werden in der finanziellen Darstellung nicht betrachtet. Würde man diese Mengen mit einbeziehen, werden je nach Erfassungsquote die Kosten des jeweiligen Entsorgungsweges mehr oder weniger stark an die Kosten des Referenzszenarios angeglichen und die Aussagen dadurch verwässert.

Auch bei den Logistikkosten ist festzuhalten, dass es nicht die Aufgabe dieser Studie ist, eine möglichst detaillierte Aufstellung zu erarbeiten, sondern die in den ökologischen Prozessabläufen berücksichtigten Transporte abzubilden. Hier werden im wesentlichen LKW-Transporte mit einer Nutzlast von 20-25t zugrunde gelegt. Für diese Transporte werden folgende Grundlagen angesetzt:

A Einleitung (6)

Logistik/Transportkosten	
Kosten in € pro Lkw und Stunde	40
Fahrtgeschwindigkeit mittlere Strecke	50 km/h
Fahrtgeschwindigkeit Langstrecke	70 km/h
Ladezeit	1 Std.

Der Preis von 40 €/h entspricht im Mittel den derzeit gültigen Tarifen der Transportindustrie. Als durchschnittliche Ladezeit wurde für jeden Ladevorgang ein Zeitraum von einer Stunde berücksichtigt. Die angenommene Transportgeschwindigkeit liegt bei mittleren Strecken bei 50, bei Langstrecken bei 70 km/h. Hierbei ist zu berücksichtigen, dass es sich bei diesen Transporten weder um innerörtlichen Verkehr noch um Sammeltouren handelt, sondern um Transporte z.B. zwischen Aufbereitung und Behandlung. Die Transportentfernungen belaufen sich hierbei auf minimal 80 km, maximal werden 500 km erreicht. Das Ladungsgewicht der LKW's ergibt sich aus der in der Ökobilanz angenommenen und angegebenen Schüttdichte des jeweiligen Abfallstoffs.

Auf der folgenden Seite ist eine Beispielrechnung wiedergegeben:

A Einleitung (7)

Abfallfraktion:	Kunststoffe aus dem Restmüll von Haushalten
Menge:	1000t
Dichte:	0,15t/m ³
Transportentfernung:	80 km
Transportmittel:	LKW 20t

Beispiel:

Tatsächliche Zuladung des LKWs bei gegebener Abfalldichte:	2,8t
Notwendige Transportvorgänge (1000t / 2,8):	357
Pro Transport notwendige Zeit (80km / 50km/h + 1h Laden)	2,6h
Kosten pro Transport, gesamt (2,6*40 €)	104€
für 1000t (104€ * 357)	37.128€

A Einleitung (8)

Analog zu obigem Rechenweg wurden alle notwendigen Transportprozesse berechnet.

Abweichend von der allgemeinen Transportkostenberechnung wurden die Kosten für die Erfassung der Kunststoffe aus Haushalten ermittelt. Diese entsprechen der derzeitigen Kostensituation bei Sammlung und Transport zur Aufbereitung der Entsorgungsunternehmen:

Sammlung Restmüll Haushalte (Graue Tonne) ¹: 150 €/t

Sammlung der Kunststoffe durch getrennte

Erfassung in Sack bzw Tonne ² : 250 €/t

¹ mittlerer Preis der derzeitigen Hausmüllerefassung über die Graue Tonne

² analog Leichtfraktionssammlung modifiziert durch höhere Erfassung pro Kopf und Preisrückgang

A Einleitung (9)

Die Preise und Kostensätze für die Verfahren und Verfahrensschritte wurden durch Erhebung bei den Betreibern gleicher oder vergleichbarer Anlagen ermittelt. Teilweise wurden Daten aus vorliegenden Plankostenrechnungen übernommen.

Zu berücksichtigen ist, dass in den nachfolgenden Tabellen die Kosten der einzelnen Prozessschritte als gerundete Werte dargestellt sind, da sie sich aus den Kosten von Einzelprozessen zusammensetzen. Ungerundet ergeben diese - mit der jeweiligen Menge multipliziert - das exakte Ergebnis des Teilschrittes.

Anhand des Beispiels der werkstofflichen Verwertung der Kunststoffe aus Haushalten soll die Berechnungsmethode, die für jede Entsorgungs- bzw. Verwertungsvariante verwendet wurde, erläutert werden:

A Einleitung Beispielrechnung (10)

Gesamtmenge aller Kunststoffe, die derzeit entsorgt werden (hier: über die Graue Tonne)

Erfassbare Menge dieser Kunststoffe

Restmenge, die nach wie vor über den Restmüll in die MVA entsorgt wird

Kosten pro Tonne erfasste Kunststoffe, relevante Menge und Gesamtkosten (hier: 250 €/t x 476.000t)

Kosten (gerundet) für die Sortierung des erfassten Materials, incl. Entsorgung der Sortierreste

Kosten (gerundet) für den nächsten Aufbereitungsschritt in €/t. Die Summe berücksichtigt die geringere Menge (Sortierverluste etc.)

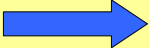
	Kosten des Prozessschritts in €/t (gerundet) [s. Erläuterung S. 11]	Mengen in t	Summe in €
Gesamt		595.000	
Erfassbar		476.000	
MVA		119.000	
Erfassung	250	476.000	119.000.000
Sortierung	234	476.000	111.384.000
Transport	19	209.300	3.976.700
Zerkleinern etc.	170	209.300	35.581.000
Transport	31	188.400	5.840.400
Granulatherstellung	153	188.400	28.825.200
Granulaterlös	-223	184.600	-41.165.800
Summe			263.441.500
Spezifische Kosten in € /t Input			553

Die Summe der Kosten pro t bzw. die spez. Kosten ergeben sich **nicht** durch Addition der Spalte Kosten in €/t, da hier die Masseverluste jedes Prozessschrittes nicht berücksichtigt würden, sondern durch die Division der Gesamtkosten durch die erfassbare Menge.

A Einleitung (11)

An dieser Stelle soll darauf verwiesen werden, dass die Preise zum Teil deutlichen Schwankungen unterliegen. So stehen derzeit im Rahmen der Neuausschreibung für DSD-Leistungen die Preise für die Sortierung bestimmter Fraktionen deutlich unter Druck. Andererseits ist zu erwarten, dass die Preise für Transportleistungen im Rahmen der Einführung der LKW-Maut und der nächsten Stufe der Öko-Steuer um etwa 10-20% anziehen werden.

INHALTE:

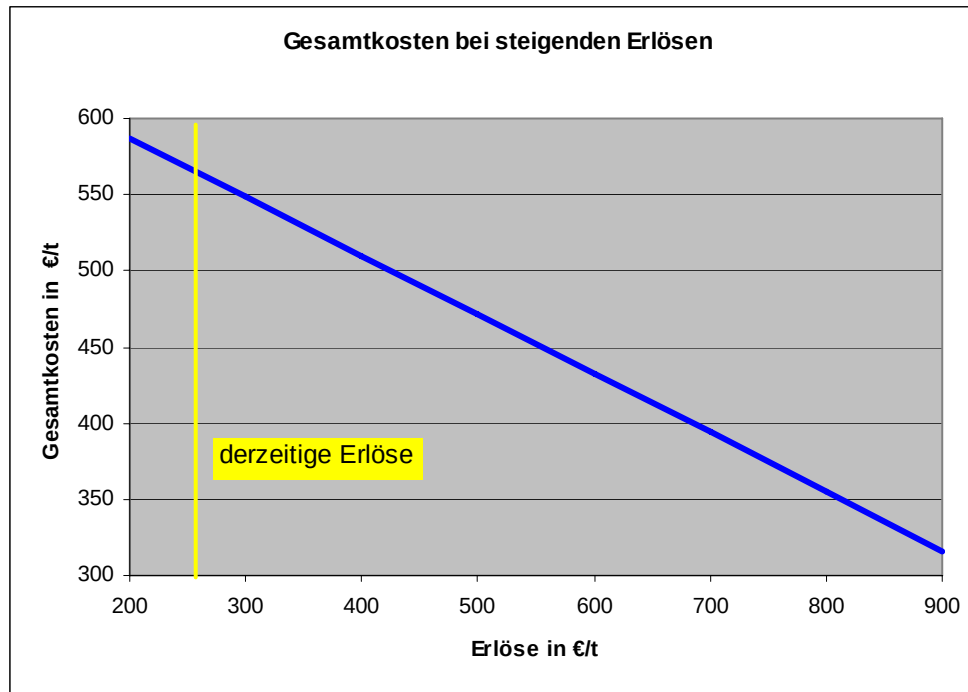
- A Einleitung
-  B Restmüll Haushalte
- C Gewerbeabfall
- D Gewerbeabfall, Schredderbetriebe
- E Sperrmüll Haushalte
- F Zusammenfassung

B Restmüll Haushalte, Kunststoff insgesamt, Verwertungsweg werkstofflich

	Kosten des Prozess- schritts in €/t (gerundet)	Mengen in t	Summe in €
Gesamt		595.000	
Erfassbar		476.000	
MVA		119.000	
Erfassung	250	476.000	119.000.000
Sortierung	276	476.000	131.478.626
Transport	15	209.300	3.229.197
Zerkleinern etc.	165	209.300	31.085.976
Transport	15	188.400	2.906.741
Granulatherstellung	153	188.400	28.825.177
Granulaterlös	-254	184.600	-46.866.474
Summe			269.659.243
Spezifische Kosten in €/t Input			567

Bei dieser Variante wird vorausgesetzt, dass eine Erfassung aller derzeit über die Graue Restmülltonne entsorgten Kunststoffe möglich ist und erfolgt. Diese Erfassung findet im derzeitigen DSD-Sammelsystem statt, es erfolgt eine intensive Sortierung und Aufbereitung. Dennoch ist aufgrund der Heterogenität und der Typenvielfalt des Ausgangsmaterials eine eher niedrigere Qualität des erzeugten Rezyklates anzunehmen. Der Aufwand für die Erfassung und Sortierung des heterogenen Materials ist ursächlich für vergleichsweise hohe Prozess- und Logistikkosten von rund 665 €/t Input, die durch die Erlöse für Rezyklate (98 €/t Input) nur etwas gemindert werden.

B Restmüll Haushalte, Kunststoff insgesamt, Verwertungsweg werkstofflich



In nebenstehender Graphik sind die Auswirkungen eines geänderten Preises für die gewonnenen Rezyklate auf die Wirtschaftlichkeit des Verfahrens dargestellt.

Erst bei einem deutlich höheren Erlös für das Rezyklat wäre diese Verwertungsvariante unter den beschriebenen Rahmenbedingungen wirtschaftlich umzusetzen. Aufgrund der zu erwartenden Probleme mit der Rezyklatqualität ist eine solche Preisbildung nicht zu erwarten.

Eher ist von niedrigeren Preisen auszugehen. Die Marktakzeptanz für eine Menge von 185.000 t/a dieser problematischen Rezyklate scheint aus heutiger Sicht ebenfalls nicht gegeben zu sein.

B Restmüll Haushalte, Kunststoff insgesamt, Verwertungsweg MVA

	Kosten des Prozess- schritts in €/t (gerundet)	Mengen in t	Summe in €
Gesamt		595.000	
Erfassbar		595.000	
MVA		595.000	
Erfassung	150	595.000	89.250.000
Entsorgung	150	595.000	89.250.000
Summe			178.500.000
Spezifische Kosten in €/t Input			300

Bei der Auswahl der zu untersuchenden Verwertungswege wurde als Basisvariante die Entsorgung der Kunststoffe ohne Getrennterfassung über die MVA vorgesehen. Da es sich hierbei um den derzeit gängigen Entsorgungsweg für Restabfall aus Haushalten handelt, sind zunächst alle Varianten, deren Kosten über diesem Betrag liegen, teurer als die gegenwärtige Entsorgung. Allein aus finanziellen Gründen wären diese Varianten damit nicht umzusetzen.

B Restmüll Haushalte, Kunststoff insgesamt, Verwertungsweg Zementofen

	Kosten des Prozess- schritts in €/t (gerundet)	Mengen in t	Summe in €
Gesamt		595.000	
Erfassbar		476.000	
MVA		119.000	
Erfassung	250	476.000	119.000.000
Sortierung	110	476.000	52.305.260
Transport	22	320.900	6.967.216
Aufbereitung	90	320.900	24.998.476
Zementofen	80	279.000	22.320.034
Summe			225.590.987
Spezifische Kosten in €/t Input			474

Für diesen Entsorgungsweg ist eine Getrennterfassung der Kunststoffe (im DSD-System) notwendig, was erwartungsgemäß die Erfassungskosten im Vergleich mit anderen Systemen erhöht. Auch die Aufbereitungs- und Sortierverluste sind in dieser Variante vergleichsweise hoch.

Die ca. 80 €/t „Gate-fee“ (sind die Kosten, die ein Anlieferer zu zahlen hat. Diese beinhalten sämtliche Folgekosten wie z.B. Aufbereitungs- oder Entsorgungskosten), die derzeit anzusetzen sind, können nicht ohne weiteres auf die Gesamtmenge von 279.000 t/a hochgerechnet werden. Die Abnahmemöglichkeiten für diese Menge sind aufgrund der Annahmerestriktionen (17. BImSchV) und der Anlagekapazitäten problematisch zu beurteilen.

B Restmüll Haushalte, Kunststoff insgesamt, Verwertungsweg Hochofen

	Kosten des Prozess- schritts in €/t (gerundet)	Mengen in t	Summe in €
Gesamt		595.000	
Erfassbar		476.000	
MVA		119.000	
Erfassung	250	476.000	119.000.000
Sortierung	99	476.000	47.069.260
Transport	22	320.900	6.967.216
Aufbereitung	90	320.900	28.752.648
Hochofen	150	279.000	41.850.000
Summe			243.639.124
Spezifische Kosten in €/t Input			512

Auch für diesen Entsorgungsweg ist eine Getrennterfassung der Kunststoffe (DSD-System) notwendig, d.h. die Erfassungskosten sind wie bei der Variante „Zementofen“ im Vergleich mit anderen Systemen erhöht. Die Aufbereitungs- und Sortierverluste sind in dieser Variante zur vorgenannten Variante identisch.

Auch die hier angenommenen 150 €/t „Gate-fee“, die derzeit anzusetzen sind, können nicht ohne weiteres auf die Gesamtmenge von 279.000 t/a hochgerechnet werden.

B Restmüll Haushalte, Kunststoff insgesamt, Verwertungsweg SVZ

	Kosten des Prozess- schritts in €/t (gerundet)	Mengen in t	Summe in €
Gesamt		595.000	
Erfassbar		476.000	
MVA		119.000	
Erfassung	250	476.000	119.000.000
Sortierung	88	476.000	41.716.854
Transport	22	356.600	7.742.333
Aufbereitung	110	356.600	39.083.442
SVZ	150	310.000	46.500.000
Summe			254.042.629
Spezifische Kosten in €/t Input			534

Auch für diesen Entsorgungsweg ist eine Getrennterfassung der Kunststoffe (DSD-System) notwendig, d.h. die Erfassungskosten sind wie bei der Variante „Zementofen“ im Vergleich mit anderen Systemen erhöht. Die Aufbereitungs- und Sortierverluste sind in dieser Variante etwas niedriger als in vorgenannten Varianten. Damit ergeben sich höhere Gesamtkosten als in den Varianten Hoch- bzw. Zementofen.

Auch die hier angenommenen 150 €/t „Gate-fee“, die derzeit anzusetzen sind, können nicht ohne weiteres auf die Gesamtmenge von 310.000 t/a hochgerechnet werden. Die Abnahmemöglichkeiten für diese Menge sind derzeit nicht gegeben.

INHALTE:

A Einleitung

B Restmüll Haushalte



C Gewerbeabfall

D Gewerbeabfall, Schredderbetriebe

E Sperrmüll Haushalte

F Zusammenfassung

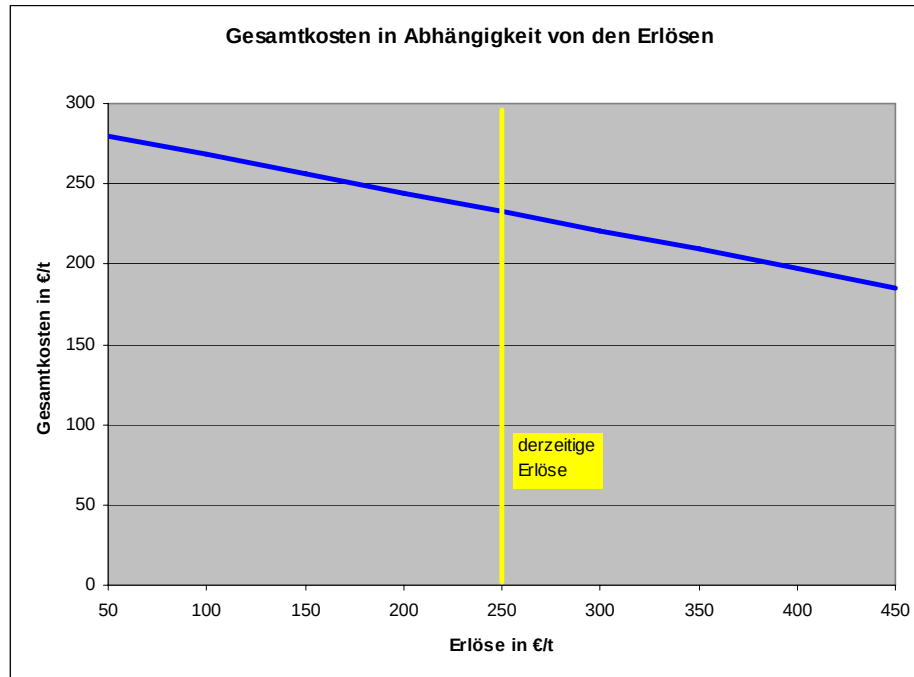
C Gewerbeabfall über private Entsorger, Kunststoffe insgesamt, Verwertungsweg werkstofflich

	Kosten des Prozess- schritts in €/t (gerundet)	Mengen in t	Summe in €
Gesamt		402.000	
Erfassbar		321.600	
MVA		80.400	
Erfassung	24	321.600	7.718.400
Zerkleinern etc.	215	321.600	69.144.000
Transport	15	77.600	1.197.257
Granulatherstellung	203	77.600	15.752.800
Granulaterlös	-250	76.000	-18.999.910
Summe			74.812.547
Spezifische Kosten in €/t Input			233

Die Verwertung der aus dem gewerblichen Sektor erfassten Kunststofffraktion beinhaltet die Getrennterfassung einer Mischkunststofffraktion, die Sortierung und Trennung sowie die anschließende Granulatherstellung. Aufgrund der Qualitäten und des Aufbereitungsprozesses werden weniger als 25% des Inputmaterials als Rezyklat gewonnen.

Die niedrigen Logistikkosten erklären sich durch die Tatsache, dass in dieser Zielgruppe überwiegend größere Unternehmen vertreten sind, bei denen die Anfallmenge eine Erfassung in Großbehältern ermöglicht.

C Gewerbeabfall über private Entsorger, Kunststoffe insgesamt, Verwertungsweg werkstofflich

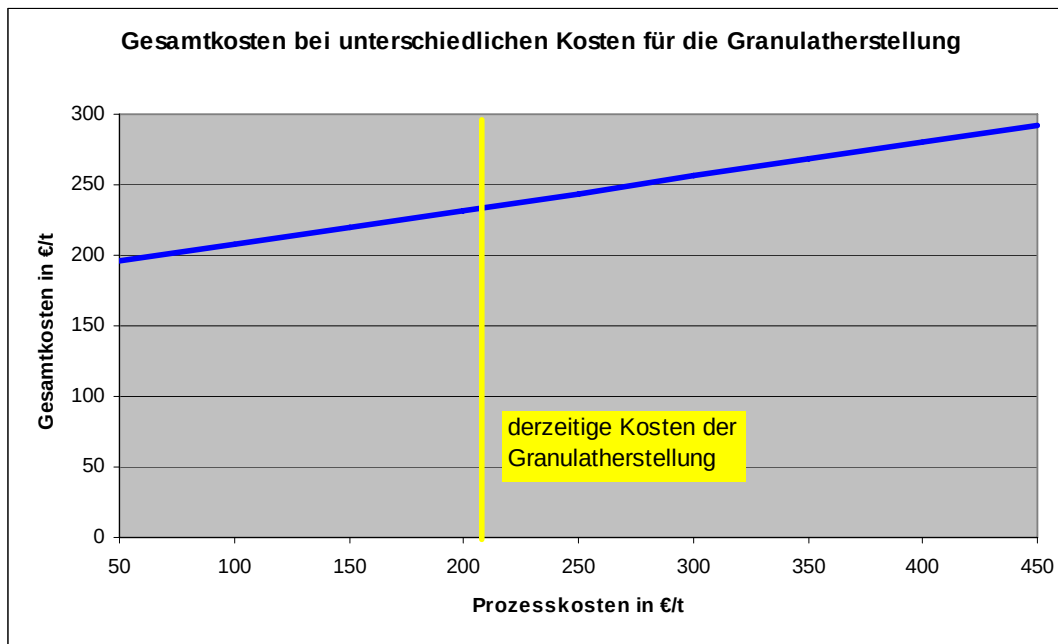


Am Beispiel dieses Entsorgungsweges soll auch auf die besondere Bedeutung der Erlöse für die Rezyklate auf die Gesamtbilanz des Verwertungsweges hingewiesen werden. Die Preise für Rezyklate sind eng an die stark schwankenden Preis für Neuware gebunden. Eine Prognose der Preisentwicklung ist demnach sehr schwierig.

Ob der Markt eine zurückgewonnene Menge von ca. 76.000 t/a ohne Preisverfall aufnehmen kann, erscheint ebenfalls unsicher. Darüber hinaus ist in dieser Variante die Qualität des Materials nicht genau einzuschätzen.

In obiger Abbildung ist dargestellt, wie sich veränderte Rezyklatpreise auf die Gesamtkosten auswirken würden. Sinken die derzeitigen Erlöse z.B. von 250 €/t auf 200 €/t, steigen die Gesamtkosten auf 245 €/t.

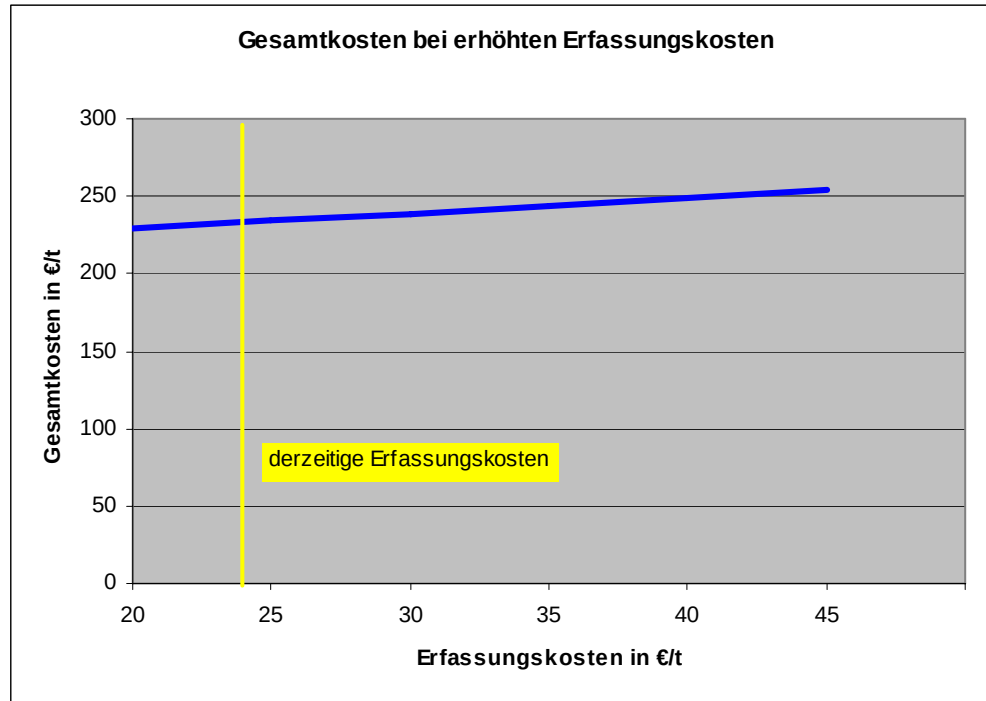
C Gewerbeabfall über private Entsorger, Kunststoffe insgesamt, Verwertungsweg werkstofflich



Ein Anstieg der prognostizierten Prozesskosten würde sich natürlich umgekehrt durch steigende Gesamtkosten bemerkbar machen, nicht zuletzt deshalb, weil die Prozesskosten relativ hoch liegen.

Beispielhaft sei hier die Granulatherstellung genannt, die allein 203 €/t aufzubereitendes Material beträgt. Darin sind die Prozesskosten für die vorbereitenden Arbeitsschritte wie Zerkleinerung, Dichtentrennung, Abtrennung von Fehlwürfen inkl. deren Entsorgung noch nicht enthalten.

C Gewerbeabfall über private Entsorger, Kunststoffe insgesamt, Verwertungsweg werkstofflich



Eine Erhöhung oder Senkung der Logistikkosten macht sich natürlich bei einem Logistikkostenanteil von ca. 10% weitaus weniger bemerkbar.

Beispielhaft seien hier die Erfassungskosten genannt, die allein 8% der Logistikkosten ausmachen.

Die hier getroffenen Aussagen sind im Grundsatz auf die folgenden Kostendaten der weiteren berechneten Verwertungswege zu übertragen.

Besonders die stark schwankenden und schwer zu prognostizierenden Rezyklatpreise sind ein Unsicherheitsfaktor bei der Kostenabschätzung.

C Gewerbeabfall

über private Entsorger, Rohre, Verwertungsweg werkstofflich

	Kosten des Prozess- schritts in €/t (gerundet)	Mengen in t	Summe in €
Gesamt		17.000	
Erfassbar		13.600	
MVA		3.400	
Erfassung	40	13.600	544.000
Zerkleinern etc.	65	13.600	884.000
Transport	15	12.200	188.229
Granulatherstellung	203	12.200	2.476.600
Granulaterlös	-400	12.000	-4.800.000
Summe			-707.171
Spezifische Kosten in €/t Input			-52

Die Erfassung von PVC- und PE-Rohren erfolgt in einem separaten Container. Nach der Sortierung werden der PVC- und PE-Anteil weiterverarbeitet. Die Erfassungsquote liegt bei ca. 80% bzw. 13.600 t/a. Auch hier spielen die Logistikkosten nur eine untergeordnete Rolle.

Der Rezyklatpreis wird aufgrund der höheren Qualität des Inputs höher eingeschätzt, unterliegt aber den gleichen bereits geschilderten Unsicherheiten hinsichtlich der Marktpreisentwicklung. Insgesamt kann allerdings die Verwertung der Rohre bei diesen Rahmenbedingungen kostendeckend vorgenommen werden.

C Gewerbeabfall über private Entsorger, Rohre, Verwertungsweg MVA

	Kosten des Prozess- schritts in €/t (gerundet)	Mengen in t	Summe in €
Gesamt		17.000	
Erfassbar		17.000	
MVA		17.000	
Erfassung	67	17.000	1.139.000
Entsorgung	150	17.000	2.550.000
Summe			3.689.000
Spezifische Kosten in €/t Input			217

Bei der Auswahl der zu untersuchenden Verwertungswege wurde als Basisvariante die Entsorgung der Kunststoffe ohne Getrennterfassung über die MVA vorgesehen und am Beispiel der Rohrfraktion ökologisch bewertet.

Aus ökonomischer Sicht verhalten sich die Rohre in der Gesamtfraktion Gewerbeabfall identisch zu allen anderen Kunststoffarten. Damit kann diese Berechnung auch generell allen über die MVA entsorgten Kunststoffen zugrunde gelegt werden. Für Erfassung und Transport werden 67 €/t, für die Entsorgung 150 €/t errechnet. Da es sich hierbei um den derzeit gängigen Entsorgungsweg für Gewerbeabfall handelt, sind zunächst alle Varianten, deren Kosten über diesem Betrag liegen, teurer als die gegenwärtige Entsorgung. Allein aus finanziellen Gründen wären diese Varianten damit nicht umzusetzen.

C Gewerbeabfall über private Entsorger, Rohre, Verwertungsweg Zementofen

	Kosten des Prozess- schritts in €/t (gerundet)	Mengen in t	Summe in €
Gesamt		17.000	
Erfassbar		13.600	
MVA		3.400	
Erfassung	40	13.600	544.000
Zerkleinern etc.	162	13.600	2.203.200
Transport	13	3.400	45.657
Aufbereitung etc.	90	3.400	304.640
Zementofen	80	3.000	240.000
Summe			3.337.498
Spezifische Kosten in €/t Input			245

Bei dieser Variante erfolgt die Erfassung der Rohre gemeinsam mit anderen Kunststoffen im separaten Erfassungssystem. Aufgrund des hohen Anteils und der notwendigen Abtrennung der PVC-Fraktion sinkt der „Wirkungsgrad“ des Systems stark ab. Innerhalb des Prozesses gelangen von 13.600 t Input nur 3.000 t aufbereitetes Material in den Zementofen. Die Prozesskosten für die Verfahrensschritte der Aufbereitung belaufen sich auf über 218 €/t Input. Dabei ist zu berücksichtigen, dass 75% der Input-Mengen aus dem Verfahren in den „günstigen“ Weg MVA gehen.

C Gewerbeabfall über private Entsorger, Rohre, Verwertungsweg Hochofen

	Kosten des Prozess- schritts in €/t (gerundet)	Mengen in t	Summe in €
Gesamt		17.000	
Erfassbar		13.600	
MVA		3.400	
Erfassung	40	13.600	544.000
Zerkleinern etc.	162	13.600	2.203.200
Transport	13	3.400	45.657
Aufbereitung etc.	90	3.400	304.640
Hochofen	150	3.000	450.000
Summe			3.547.498
Spezifische Kosten in €/t Input			261

Auch bei dieser Variante erfolgt die Erfassung der Rohre gemeinsam mit anderen Kunststoffen in einem separaten Erfassungssystem. Aufgrund des hohen Anteils und der ebenfalls notwendigen Abtrennung der PVC-Fraktion, sinkt der „Wirkungsgrad“ des Systems stark ab. Von 13.600 t Input gelangen wiederum nur 3.000 t aufbereitetes Material in den Hochofen. Die „Gate-fee“ beläuft sich auf 150 €/t.

C Gewerbeabfall über private Entsorger, E&E Gehäuse, werkstofflich

	Kosten des Prozess- schritts in €/t (gerundet)	Mengen in t	Summe in €
Gesamt		30.000	
Erfassbar		24.000	
MVA		6.000	
Erfassung	67	24.000	1.600.000
Zerkleinern etc.	115	21.600	2.760.000
Transport	15	20.500	316.286
Granulatherstellung	153	20.500	3.136.500
Granulaterlös	-683	20.100	-13.718.250
Summe			-5.905.464
Spezifische Kosten in €/t Input			-246

Die Berechnung der Erfassung und werkstofflichen Verwertung von nicht bromierten E+E-Gehäusen basiert auf dem Grundig-Modell (Kunststoffrecycling als Rohstoffbasis, Abschlussbericht, Vorhaben-Nr. 20021, März 2002) und ist per se nicht auf die anfallende Gesamtmenge übertragbar.

Grundsätzlich basiert das positive Gesamtergebnis dieser Vorgehensweise auf dem hochwertigen Output (sortenreines und spezifiziertes Material), welches entweder Neuware bei Grundig ersetzt oder als hochwertiges Regranulat auf dem Markt veräußert werden kann.

C Gewerbeabfall

über private Entsorger, E&E Gehäuse, werkstofflich (2)

Grundig setzt hierbei für die Herstellung eigener ABS-Gehäuse kein reines Regranulat ein, sondern ABS-Granulate, die aus variierenden Anteilen folgender Werkstoffkategorien bestehen:

- Kategorie 1: **Neuware** zur Prozess- und Eigenschaftsverbesserung
- Kategorie 2: **Produktionsabfälle** aus kunststoffverarbeitenden Betrieben
- Kategorie 3: Kunststoffgehäuseteile, die in Demontagebetrieben für Elektrogeräte (Systempartnerschaftsbetriebe) anfallen (arten-, sorten-, und farbenrein) (**Typisierte Post Consumer Abfälle**)
- Kategorie 4: Produktionsrückläufe, überschüssige Lagerware aus hauseigener Fertigung sowie Defektgeräte aus Grundig-Vertriebs- und Reparaturzentren (**Produktionsabfälle**)
- Kategorie 5: Gehäuseabfälle aus der Zerlegung von Komplettgeräten (im Unterschied zur Kategorie 3 verschiedene Sorten, Farben und Typen) (**Post Consumer Abfälle nicht typisiert**)

Die hergestellte Gesamtmenge an ABS-Granulaten bei Grundig in 2001 betrug ca. 1000 t. Hierbei stammen insgesamt ca. 42% aus Post-Consumer-Abfällen (Kategorie 3 und 5) bzw. 13,4 % aus nicht typisierten Post-Consumer-Abfällen (nur Kategorie 5).

C Gewerbeabfall über private Entsorger, Kabelabfälle, werkstofflich

	Kosten des Prozess- schritts in €/t (gerundet)	Mengen in t	Summe in €
Gesamt		15.000	
Erfassbar		12.000	
MVA		3.000	
Erfassung	22	12.000	260.571
Zerkleinern etc.	103	12.000	1.236.000
Lösemittelverfahren	303	11.800	3.575.400
PVC-Erlös	-400	11.500	-4.600.000
Summe			471.971
Spezifische Kosten in €/t Input			39

Bei dieser Verwertungsvariante handelt es sich um eines der Verfahren, deren wirtschaftliches Ergebnis für eine Realisierung spricht. Allerdings muss darauf hingewiesen werden, dass das zur PVC-Rezyklatgewinnung eingesetzte Lösemittelverfahren derzeit noch nicht im großen Maßstab eingesetzt wird.

Die notwendige Voraussetzung in diesem Verwertungsszenario ist die sortenreine Erfassung. Die entstehenden Verluste im Materialfluss sind daher relativ gering. Die eingeplanten Erlöse für die PVC-Rezyklate unterliegen den bereits mehrfach aufgeführten Unsicherheiten.

INHALTE:

A Einleitung

B Restmüll Haushalte

C Gewerbeabfall



D Gewerbeabfall, Schredderbetriebe

E Sperrmüll Haushalte

F Zusammenfassung

D Gewerbeabfall Schredderbetriebe, Kunststoff insgesamt, Verwertungsweg SVZ

	Kosten des Prozess- schritts in €/t (gerundet)	Mengen in t	Summe in €
Gesamt		112.000	
Erfassbar		112.000	
MVA		0	
Erfassung	6	112.000	672.000
Zerkleinern etc.	108	112.000	12.040.000
Transport	13	106.400	1.428.800
Aufbereitung etc.	90	106.400	9.533.455
SVZ	150	92.500	13.874.995
Summe			37.549.250
Spezifische Kosten in €/t Input			335

Die Erfassung der Kunststofffraktion bei den Schredderbetrieben ist im Vergleich mit anderen Erfassungssystemen relativ einfach zu bewerkstelligen, da es sich hier um eine Unternehmensgruppe mit bundesweit nur ca. 50 Betrieben handelt. Dementsprechend niedrig fallen die Transportkosten aus. Die Aufbereitung hingegen unterscheidet sich kostenseitig nur wenig von der Aufbereitung anderer gemischter Kunststoffe.

Entscheidender Unterschied bei der weiteren Verwertung der aufbereiteten Kunststoffe ist das zu zahlende „Gate-fee“. Dieses beträgt im Falle der SVZ ca. 150 €/t.

D Gewerbeabfall Schredderbetriebe, Kunststoff insgesamt, Verwertungsweg Zementofen

	Kosten des Prozess- schritts in €/t (gerundet)	Mengen in t	Summe in €
Gesamt		112.000	
Erfassbar		112.000	
MVA		0	
Erfassung	6	112.000	672.000
Zerkleinern etc.	207	112.000	23.212.000
Transport	13	31.900	428.371
Aufbereitung etc.	90	31.900	2.858.244
Hochofen	80	27.700	2.216.007
Summe			29.386.623
Spezifische Kosten in €/t Input			262

Auch in diesem Fall ist die Erfassung der Kunststoffe relativ kostengünstig und einfach möglich. Im Unterschied zur Entsorgung über die SVZ müssen aufgrund der Materialzusammensetzung weitaus größere Mengen aus dem Prozess ausgeschleust werden. Von 112.000 t Input gelangen nur 25%, rund 27.700 t in den Zementofen. Das zu zahlende „Gate-fee“ beträgt im Falle des Zementofens ca. 80 €/t.

D Gewerbeabfall Schredderbetriebe, Kunststoff insgesamt, Verwertungsweg Hochofen

	Kosten des Prozess- schritts in €/t (gerundet)	Mengen in t	Summe in €
Gesamt		112.000	
Erfassbar		112.000	
MVA		0	
Erfassung	6	112.000	672.000
Zerkleinern etc.	207	112.000	23.212.000
Transport	13	31.900	428.371
Aufbereitung etc.	90	31.900	2.858.244
Hochofen	150	27.700	4.155.014
Summe			31.325.629
Spezifische Kosten in €/t Input			280

Die Aufbereitungs- und Sortierverluste sind in dieser Variante zur vorgenannten Variante (Zementofen) identisch.

Die angesetzten 150 €/t „Gate-fee“ können wiederum nur auf 27.700 €/t hochgerechnet werden, da die Abnahmemöglichkeiten für die unsortierte Kunststoffmenge aufgrund der Zusammensetzung und des Chlor- und Schwermetallgehalts derzeit nicht gegeben sind. Wie bei der Verwertungsvariante über die SVZ müssen aufgrund der Materialzusammensetzung ebenfalls größere Mengen aus dem Prozess ausgeschleust werden.

D Gewerbeabfall Schredderbetriebe, PUR-Sitze aus Altfahrzeugen, werkstofflich

	Kosten des Prozess- schritts in €/t (gerundet)	Mengen in t	Summe in €
Gesamt		11.000	
Erfassbar		11.000	
MVA		0	
Demontage	530	11.000	5.830.000
Transport	109	8.800	955.429
Aufbereitung etc.	908	8.800	7.986.000
PUR-Erlös	-600	8.400	-5.040.000
Summe			9.731.429
Spezifische Kosten in €/t Input			885

Die Verwertung der PUR-Sitze aus Altfahrzeugen basiert auf der Demontage der Sitze bei den Annahmestellen. (Derzeitiger Entsorgungsweg: Schredderbetriebe). Dementsprechend fallen für die Erfassung keine zusätzlichen Kosten an. Die Demontage mit 530 €/t und die Störstoffabtrennung und Vermahlung mit 908 €/t sind außergewöhnlich teure Prozessschritte. Diese hohen Kosten werden selbst durch einen ebenfalls außergewöhnlichen Erlös für das gewonnene PUR nicht ausgeglichen. Zusätzlich besteht auch hier die Unsicherheit hinsichtlich der zukünftig tatsächlich zu erzielenden Erlöse.

INHALTE:

- A Einleitung
- B Restmüll Haushalte
- C Gewerbeabfall
- D Gewerbeabfall, Schredderbetriebe
-  E Sperrmüll Haushalte
- F Zusammenfassung

E Sperrmüll Haushalte, Matratzen und Polster, Verwertungsweg werkstofflich

	Kosten des Prozess- schritts in €/t (gerundet)	Mengen in t	Summe in €
Gesamt		30.000	
Erfassbar		28.500	
MVA		1.500	
Erfassung	67	28.500	1.900.000
Zerkleinern etc.	192	28.500	5.472.000
Transport	54	20.500	1.101.143
Flockenherstellung	902	20.500	18.480.750
PUR-Erlös, Platten	-600	22.400	-13.439.880
Summe			13.514.013
Spezifische Kosten in €/t Input			474

Aufgrund der Heterogenität der verschiedenen Sammelsysteme für Sperrmüll wurde hier die Getrennterfassung mittels Direktanlieferung an einen Sammelcontainer (Wertstoffhof) angenommen. Bei Durchführung einer Straßensammlung steigen die Kosten an. Die Aufbereitungsschritte sind vergleichsweise teuer, sie werden auch durch den hohen Erlös für das erzeugte Produkt nicht wieder ausgeglichen. Die Mengensteigerung zwischen verpresstem Material und Endprodukt ergibt sich aus der Zugabe von Binder vor der Plattenherstellung.

E Sperrmüll Haushalte, Matratzen und Polster, Verwertungsweg Zementofen

	Kosten des Prozess- schritts in €/t (gerundet)	Mengen in t	Summe in €
Gesamt		30.000	
Erfassbar		28.500	
MVA		1.500	
Erfassung	40	28.500	1.140.000
Zerkleinern etc.	73	28.500	2.066.250
Transport	54	24.200	1.299.886
Aufbereitung etc.	90	24.200	2.168.323
Zementofen	80	21.100	1.688.000
Summe			8.362.459
Spezifische Kosten in €/t Input			293

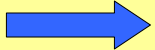
Die Getrennterfassung durch Direktanlieferung wird als Annahme auch bei diesem System beibehalten. Die übrigen Aufbereitungsschritte entsprechen den bereits dargestellten Schritten bei der Verwertung von Kunststoffen im Zementofen. Die bereits mehrfach geschilderten Unabwägbarkeiten hinsichtlich des „Gate-fee“ gelten auch hier.

E Sperrmüll Haushalte, Matratzen und Polster, Verwertungsweg Hochofen

	Kosten des Prozess- schritts in €/t (gerundet)	Mengen in t	Summe in €
Gesamt		30.000	
Erfassbar		28.500	
MVA		1.500	
Erfassung	40	28.500	1.140.000
Zerkleinern etc.	73	28.500	2.066.250
Transport	54	24.200	1.299.886
Aufbereitung etc.	90	24.200	2.168.323
Hochofen	150	21.100	3.165.000
Summe			9.839.459
Spezifische Kosten in €/t Input			345

Die Getrennterfassung durch Direktanlieferung wird als Annahme auch bei diesem System zugrunde gelegt. Die übrigen Aufbereitungsschritte entsprechen den bereits dargestellten Schritten bei der Verwertung von Kunststoffen im Hochofen. Die Unabwägbarkeiten hinsichtlich des „Gate-fee“ gelten auch hier.

INHALTE:

- A Einleitung
- B Restmüll Haushalte
- C Gewerbeabfall
- D Schredderleichtfraktionen
- E Sperrmüll
-  F Zusammenfassung

Zusammenfassung (1)

Einige Erläuterungen zur Überblickstabelle auf Seite 45 :

- Die **Gesamtmenge** ist die jeweils insgesamt vorhandene Menge der jeweiligen Fraktion.
- Die **Erfasste Menge** (Input-Menge) ist die für den folgenden Prozess unter realistischen Annahmen verfügbare Kunststoffmenge der jeweiligen Fraktion. Wie bereits erläutert, verbleibt die nicht erfassbare Menge im Restmüll und wird nicht weiter betrachtet.
- Alle Kostenangaben der Tabelle sind in Relation zur jeweiligen Prozessinputmenge berechnet. Prozessschritte, die nur noch mit einer geringeren Menge durchgeführt werden (nach Verlusten) gehen somit mit einem geringeren Anteil in die Gesamtkosten ein. Eine einfache Aufsummierung der Kosten pro Tonne eines jeden Prozessschrittes wäre nicht zulässig.

Zusammenfassung (2)

- Die **Logistikkosten** beinhalten die Sammlung sowie die verschiedenen Transportprozesse zwischen den Aufbereitungsschritten.
- In den **Prozesskosten** sind alle Kosten für Sortierung, Abscheidung, Zerkleinerung, Aufbereitung etc. (natürlich nur soweit im jeweiligen Verfahren notwendig) sowie – falls vorhanden – das „Gate-fee“ für den Verwertungsprozess zusammengefasst.
- Die **Gesamtkosten** sind die Summe aller Logistik- und Prozesskosten eines Verfahrens ohne Berücksichtigung der eventuellen Erlöse für gewonnene Sekundärrohstoffe.
- Der **Logistikkostenanteil** setzt die Logistikkosten zu den Gesamtkosten ins Verhältnis.
- Die **Erlöse** wurden, um kein verzerrtes Bild zu liefern, ebenfalls auf die jeweilige Inputmenge bezogen.

Zusammenfassung (3)

Verwertungs- bzw. Entsorgungsweg	Gesamtmenge in t	Erfasste Menge in t	Logistikkosten in € / t erfasste Menge	Prozesskosten in € / t erfasste Menge	Gesamtkosten in € / t erfasste Menge	Logistikkostenanteil	Erlöse in € / t erfasste Menge	Gesamtkosten minus Erlös in €/t
RestmüllHH/ KS gesamt/ werkstofflich	595.000	476.000	263	402	665	40%	99	567
RestmüllHH/ KS gesamt/ MVA	595.000	595.000	150	150	300	50%	0	300
RestmüllHH/ KS gesamt/ Zementofen	595.000	476.000	265	209	474	56%	0	474
RestmüllHH/ KS gesamt/ Hochofen	595.000	476.000	265	247	512	52%	0	512
RestmüllHH/ KS gesamt/ SVZ	595.000	476.000	266	267	534	50%	0	534
GW/ KS gesamt/ werkstofflich	402.000	321.600	28	264	292	10%	59	233
GW/ Rohre/ werkstofflich	17.000	13.600	54	247	301	18%	353	-52
GW/ Rohre/ MVA	17.000	17.000	67	150	217	31%	0	217
GW/ Rohre/ Zementofen	17.000	13.600	43	202	245	18%	0	245
GW/ Rohre/ Hochofen	17.000	13.600	43	218	261	16%	0	261
GW/ E&E-Gehäuse/ werkstofflich	30.000	24.000	80	246	326	25%	572	-246
GW/ Kabelabfälle/ werkstofflich	15.000	12.000	22	401	423	5%	383	39
Schredderbetriebe/KS gesamt/ Hochofen	112.000	112.000	10	270	280	4%	0	280
Schredderbetriebe/KS gesamt/ Zementofen	112.000	112.000	10	252	262	4%	0	262
Schredderbetriebe/KS gesamt/ SVZ	112.000	112.000	19	317	335	6%	0	335
GW/ PUR-Sitze-Altauto/ werkstofflich	11.000	11.000	87	1.256	1.343	6%	458	885
Sperrmüll/ PUR/ werkstofflich	30.000	28.500	105	840	946	11%	472	474
Sperrmüll/ PUR/ MVA	30.000	30.000	67	150	217	31%	0	217
Sperrmüll/ PUR/ Zementofen	30.000	28.500	86	208	293	29%	0	293
Sperrmüll/ PUR/ Hochofen	30.000	28.500	86	260	345	25%	0	345

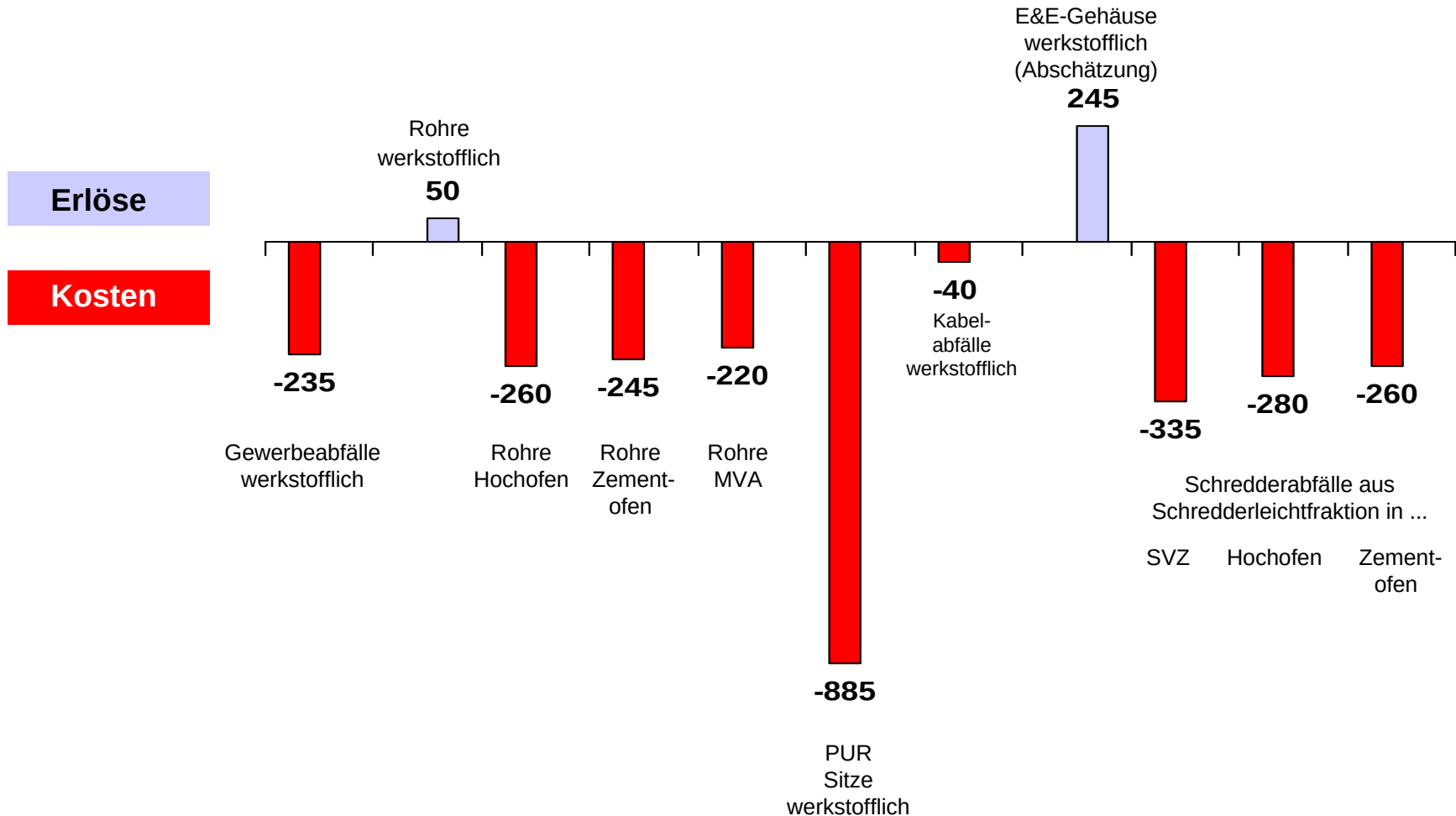
Zusammenfassung (4)

- Die Outputmengen der einzelnen Verwertungswege unterscheiden sich wesentlich. Insbesondere bei den Verwertungswegen Zement- bzw. Hochofen, aber auch bei der werkstofflichen Verwertung sind große Anteile an Sortierverlusten zu verzeichnen. So erscheint es fraglich, ob eine Verarbeitung von 321.600 t gemischten Kunststoffen aus dem Gewerbe nicht definierter Qualität bei den entstehenden Kosten sinnvoll ist, insbesondere wenn im Ergebnis nur ca. 76.000 t Rezyklat gewonnen werden können.
- Die Logistikkostenanteile der Verwertungsvarianten nehmen im Regelfall eine eher untergeordnete Rolle ein. Lediglich im Bereich der Kunststoffe aus Haushalten schlägt die teure Sammlung deutlich zu Buche.
- Die Prozesskosten der einzelnen Varianten liegen durchgehend über denen des Referenzszenarios MVA. Auf die Gesamtkosten wird in folgender Graphik näher eingegangen.

Zusammenfassung (5)

Übersicht zu Kosten und Erlösen der Verwertung von Gewerbe- und Schredderabfällen

(Angaben: Kosten pro Tonne in EUR, gerundet)

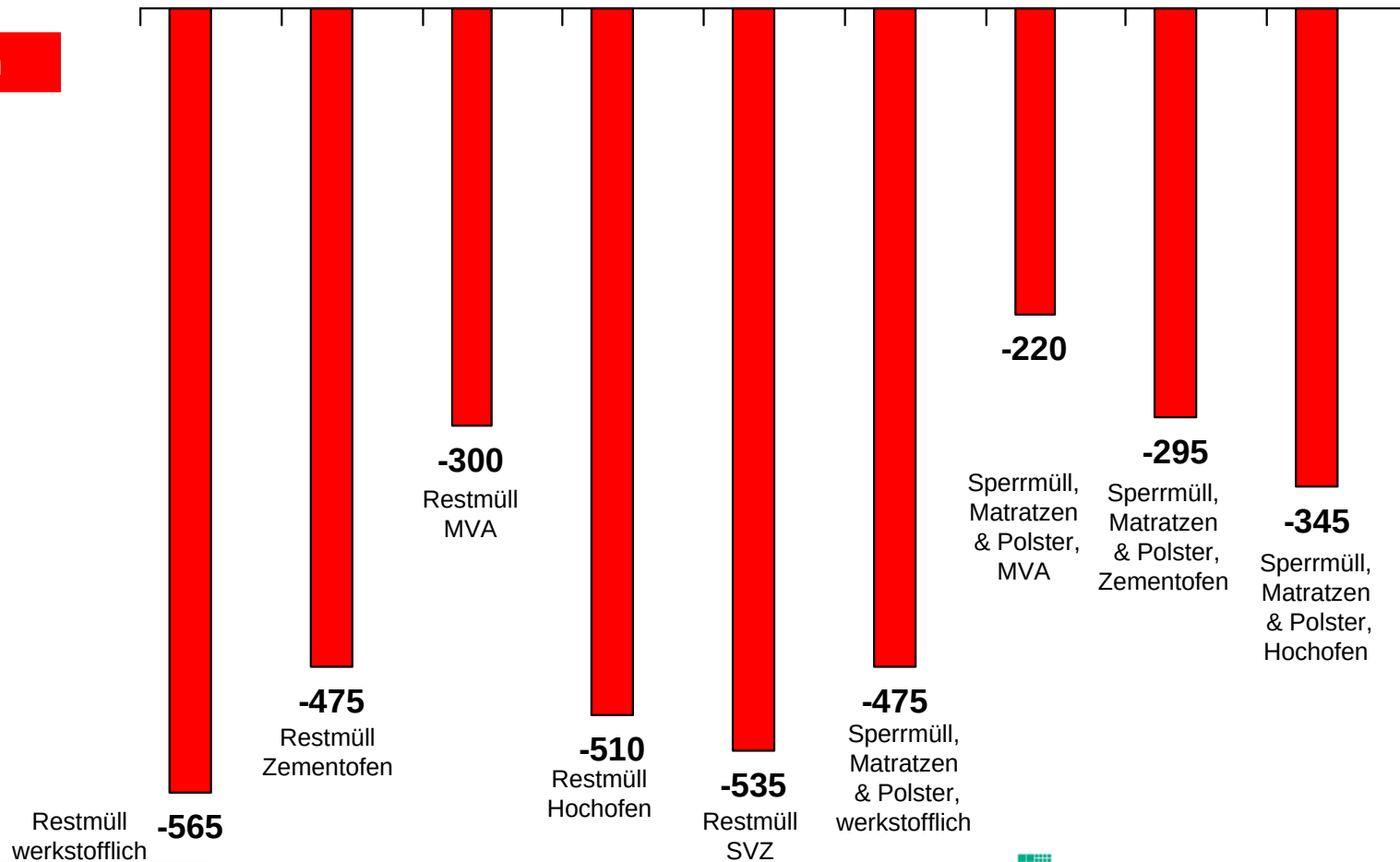


Zusammenfassung (6)

Übersicht zu Kosten und Erlösen der Verwertung von Abfällen aus Haushalten
(Angaben: Kosten pro Tonne in EUR, gerundet)

Erlöse

Kosten



Zusammenfassung (7)

- ❖ Es handelt sich beim hier erarbeiteten Kostengerüst **nicht** um eine eigenständige Untersuchung und Berechnung der Kosten für die aufgeführten Entsorgungswege. Die meisten der untersuchten Systeme sind derzeit in der Praxis nicht existent. Ziel war es alleine, die aus der Ökologie vorgegebenen Annahmen und Rahmenbedingungen der ausgewählten Varianten und Teilströme treffend ökonomisch abzubilden und abzuschätzen.
- ❖ Es ist keine Überraschung, dass aus finanzieller Sicht nur wenige Verwertungsverfahren günstiger zu beurteilen sind, als die „Basisvariante“ Entsorgung über die MVA.
- ❖ Ohne verbesserte Rahmenbedingungen sind ökonomisch umsetzbar offensichtlich nur die Varianten, die zumindest ansatzweise in der Realität eingeführt sind (Kabelabfälle, Rohre, E&E-Gehäuse).

Zusammenfassung (8)

- ❖ Die Verwertung gemischter Fraktionen ist meist teurer im Gesamtprozess und aufgrund der beschriebenen Unsicherheiten (Anlagekapazitäten, Rezyklatqualität, Aufnahmefähigkeit des Marktes) zumindest nicht in einer Verwertungsvariante allein sinnvoll.
- ❖ Alle Entsorgungsalternativen bei den privaten Abfallerzeugern sind mit deutlich höheren Kosten verbunden als die derzeitigen Entsorgungswege.
- ❖ Eine werkstoffliche Verwertung der gemischten Kunststofffraktion aus Haushalten stellt keine ökonomisch sinnvolle Variante dar; sie ist mit den höchsten Verwertungskosten verbunden und der Absatzmarkt für die gewonnene Rezyklatqualität (in Relation zur angebotenen Menge) ist problematisch zu werten.
- ❖ Auch die rohstofflichen Verfahren sind deutlich teurer als die Entsorgung über die MVA.

Zusammenfassung (9)

- ❖ Im gewerblichen Bereich stellt sich die Situation etwas anders dar. Es wird deutlich, dass die Getrennterfassung von bestimmten Fraktionen eine vergleichsweise günstige (kostendeckende) werkstoffliche Verwertung ermöglicht. Das gilt für PE- bzw. PVC-Rohre, E&E-Gehäuse (in der betrachteten Variante) oder Kabelabfälle, die im Rahmen dieser Studie untersucht wurden. Es ist davon auszugehen, dass weitere Fraktionen vorhanden sind, deren werkstoffliche Verwertung sinnvoll ist, soweit sie sauber und sortenrein erfassbar sind bzw. dieses wirtschaftlich möglich ist.
- ❖ Es gilt allerdings auch, dass alle werkstofflichen Verfahren nur dann erfolgreich sein können, wenn die Vermarktung der Rezyklate zu den derzeitigen Marktpreisen erfolgen kann. Die Qualität des Produktes und auch die Aufnahmefähigkeit des Marktes sind wichtige Faktoren, die im Rahmen dieser Studie nicht abschließend betrachtet werden können.

UFOPLAN-Vorhaben

"Verwertungspotenziale von Kunststoffabfällen (Nicht-Verpackungen) aus Gewerbe und Privathaushalten"

FKZ 200 33 327

**Teilbericht 7
Schlussfolgerungen**

erstellt für:

Umweltbundesamt

Postfach 330022
14191 Berlin

&

VKE

Karlstraße 21
60329 Frankfurt/Main

von:

CONSULTIC

Marketing & Industrieberatung GmbH

Röntgenstr. 4
D-63755 Alzenau

☎: (0 60 23) 94 75-0

Fax: (0 60 26) 94 75-41

e-mail: lindner@consultic.de

Ihr Ansprechpartner: Christoph Lindner

Ellendt & Herold

Unternehmensberatung

Sandgasse 54
D-63739 Aschaffenburg

☎: (0 60 21) 58 48 01

e-mail: mherold@ellendtundherold.com

Ihr Ansprechpartner: Matthias Herold

Müller BBM GmbH

Robert-Koch-Str. 11
82152 Planegg

☎: (0 89) 85602-358

e-mail: t.nuerrenbach@muellerbbm.de

Ihr Ansprechpartner: Till Nürrenbach

22.12.2004

Zusammenfassende ökologische und ökonomische Bewertung der Ergebnisse

1. Vorbemerkungen
2. Wesentliche Grundlagen
3. Zusammenfassende Darstellung der Ergebnisse der untersuchten Entsorgungsoptionen
 - 3.1 Kunststoffabfälle aus dem Haushaltsrestmüll
 - 3.2 Kunststoffabfälle aus hausmüllähnlichen Gewerbeabfällen
 - 3.3 Kunststoffabfälle aus dem gemischten Gewerbeabfall
 - 3.4 Kunststoffabfälle Gewerbeabfall: Rohre
 - 3.5 Kunststoffabfälle aus der Schredderleichtfraktion
 - 3.6 Kunststoffabfälle Schredderleichtfraktion: PUR-Autositze
 - 3.7 Kunststoffabfälle aus dem Sperrmüll
 - 3.8 Kunststoffabfälle aus dem Sperrmüll: Rohre
 - 3.9 Matratzen und Polster aus dem Sperrmüll: PUR-Matratzen/Polster
 - 3.10 Kunststoffabfälle Gewerbeabfall: Gehäuseteile aus E + E und Kabel
4. Wesentliche Ergebnisse
 - 4.1 Ökonomische Betrachtung
 - 4.2 Ökologische Betrachtung
5. Wesentliche Aussagen der Gegenüberstellung Ökonomie – Ökologie

1 Vorbemerkung (1)

- Die vorliegenden Schlussfolgerungen basieren auf den drei Teilbereichen
 - Mengenstrom,
 - Ökonomie und
 - Ökologie (Ökobilanz)

relevanter Kunststoffabfälle außerhalb des dualen Systems.

Zu allen Bereichen liegen den Auftraggebern ausführliche Berichte vor. Daher wird nachfolgend auf die nochmalige Darstellung dieser Ergebnisse verzichtet.

- Die vorliegenden Unterlagen dienen vorrangig dazu, die Resultate aus den o.g. Teilbereichen zusammenzuführen und daraus Schlussfolgerungen abzuleiten.
- Aufgrund der limitierten finanziellen Ressourcen für dieses Projekt war es nötig, die Anzahl der in der Ökobilanz und der ökonomischen Bewertung der zu untersuchenden Entsorgungssysteme zu begrenzen. Entsprechend wurde u.a. auf der Basis der Mengenströme eine Auswahl getroffen. Weitere Entsorgungssysteme und Kombinationen aus verschiedenen Modellen wären denkbar. Insgesamt ist die Studie vom Ansatz her als eine Basisuntersuchung anzusehen, deren Resultate als Tendenzen zu interpretieren und im Einzelfall vor einer endgültigen Aussage zu überprüfen sind. Alle vorliegenden Ergebnisse und daraus abgeleiteten Schlussfolgerungen haben somit in erster Linie orientierenden Charakter.

1 Vorbemerkung (2)

- Ziel des Projektabschnittes „Ökologische Betrachtung von potenziellen Verwertungswegen für Kunststoffabfälle aus Gewerbe und Privathaushalten außerhalb des DSD“ ist es, für die im Teilbereich „Mengenströme“ als potenziell verwertbar identifizierten Kunststoffabfälle die ökologischen Effekte zu untersuchen, die bei einer Verwertung im Vergleich mit den derzeitigen Entsorgungswegen dieser Abfälle zu erwarten sind.
- Für diese Entsorgungswege wurde im Projektabschnitt „Ökonomische Bewertung“ eine Abschätzung der anfallenden Logistik- und Verwertungskosten vorgenommen.
- Im Rahmen der Studie sollte zunächst ein Überblick über mögliche Optionen erarbeitet werden, der ggf. in weiterführenden Untersuchungen zu ergänzen ist. Das gilt insbesondere hinsichtlich der werkstofflichen Verwertungssysteme und der hier zugrunde gelegten Annahmen, z.B. hinsichtlich des Substitutionsfaktors und des Vorhandenseins eines Marktes für Sekundärrohstoffe etc..
- In einer Auswertung durch die Auftraggeber (gesonderter Bericht) werden die Wirkungskategorien bzgl. ihrer ökologischen Bedeutung qualitativ abgestuft. Die Ergebnisse der Wirkungsabschätzung und Normierung wurden verbal beurteilt und eingeordnet.
- Die wesentlichen Grundlagen für die Bewertung der Ergebnisse werden im folgenden nochmals kurz dargestellt.

2 Wesentliche Grundlagen: Mengenflüsse

	Anfallorte	Erfasste Kunststoffabfallmengen in kt		
		Insgesamt	Verwertung	Beseitigung
POST-CONSUMER	Gewerbeabfälle über private Entsorger	730	328	402
	Restmüll Haushalte	595	0	595
	Gewerbeabfälle, über öffentlich-rechtliche Entsorgungsträger (örE)	185	0	185
	Sperrmüll Haushalte	135	5	130
	Wertstoffsammlung (örE)	85	85	0
	Shredderbetriebe	145	33	112
	Interseroh	65	65	0
	Verarbeiterinitiative (u.a Flaschenkästen)	25	25	0
	Wertstoffsammlung Elektro-/Elektronikschrott (örE)	55	0	55
	Sonstige Sammel- und Verwertungssysteme für Transportverpackungen	20	20	0
	Verbandsinitiative (u.a. AGPR, Kunststoffrohrverband, Dachbahnen, etc.)	35	35	0
	Gesamt post-consumer ohne DSD	~ 2.100	~ 600	~ 1.500

Im Teilbericht 1 wurden die Mengenflüsse der Nicht-Verpackungskunststoffe im Post-Consumer-Bereich erhoben und analysiert. Bei einem Gesamtaufkommen von 2.100 kt werden im Bezugsjahr ca. 600 kt verwertet und 1.500 kt beseitigt.

Der Schwerpunkt der Untersuchung liegt auf den Kunststoffabfällen, die als Gewerbeabfall über private Entsorger, Gewerbeabfall über öffentlich-rechtliche Entsorger, im Restmüll oder Sperrmüll der Haushalte, bei der Wertstoffsammlung für Elektro- und Elektronikschrott sowie in Shredderbetrieben anfallen und derzeit beseitigt werden. Kunststoffabfälle, die bereits heute verwertet werden, werden zunächst nicht weiter betrachtet.

2 Wesentliche Grundlagen: Entsorgungsoptionen

Aus der Betrachtung der Mengenflüsse ergibt sich, dass bei sechs Anfallorten derzeit eine Beseitigung von Kunststoffabfällen in größerem Umfang stattfindet und dass sich in erster Linie für diese beseitigten Abfälle die Potentiale für eine zusätzliche Verwertung (gegenüber dem Status Quo) ergeben.

Die Festlegung der Entsorgungsoptionen geschah für derzeit beseitigte Kunststoffabfälle unter technischen und qualitativen Aspekten sowie mit Blick auf die prinzipielle Vermarktbarkeit. Die derzeit vorhandene Verwertungskapazität spielte bei der Auswahl der Optionen keine Rolle. Die Identifizierung fokussierte vor allem auf mengenmäßig relevante Abfälle sowie gut identifizierbare Produkte, wobei auf ins Auge fallende Möglichkeiten abgehoben wurde (wovon einige aus technischen Gründen auch wieder verworfen werden mussten).

Kriterien dabei sind:

- Relevanz der Kunststoffabfallströme: Aufkommensmenge (notwendige Mindestmenge für einzelne Verfahren, Verfügbarkeit) und Marktwert der Kunststoffe
- Qualität der Abfallströme: Verunreinigungsgrad und Schadstoffgehalt
- Märkte für Produkte aus der Verwertung

Inwieweit für die Verwertungsprodukte tatsächlich ausreichend große Märkte bestehen, wird im Rahmen der Studie nicht beleuchtet.

In folgender Tabelle sind die Kombinationen aus Anfallorten und Entsorgungsverfahren dargestellt, die entweder explizit untersucht oder für die Ergebnisse aus vergleichbaren, untersuchten Systemen übertragbar sind.

2 Wesentliche Grundlagen: Berechnete und übertragene Entsorgungsoptionen

Anfallort	derzeit beseitigt [kt] Fraktion		Verwertungs-/Entsorgungsverfahren				
			werk- stofflich	SVZ	Hoch- ofen	Zement- ofen	MVA
Restmüll Haushalte	595	KS insgesamt					
HM-ähnliche Gewerbeabfälle	185	KS insgesamt					
Sperrmüll Haushalte							
	130	KS insgesamt					
davon	4,5	Rohre					
	30	Matratzen und Polster					
Gewerbeabfälle über private Entsorger							
	402	KS insgesamt					
davon	17	Rohre					
	35	Agrarfolien					
	5	Baufolien					
	15	Kabel					
	30	E&E-Geh., nicht brom.					
Shredderbetriebe							
	112	KS insgesamt					
davon	11	PUR-Sitze Auto					
Wertstoffsammlung E&E (ÖRe)							
	55	KS insgesamt					

 Auswahl explizit zu berechnender Bilanzen
 aus Auswahl nährungsweise übertragbar

2

Wesentliche Grundlagen: Übertragungen für die nicht explizit untersuchten Entsorgungsoptionen

Übertragene Entsorgungsoptionen	Verfahren	Übertragen von:
HM-ähnliche Gewerbeabfälle	MVA	Restmüll, Haushalte
	Hochofen	
	Zementofen	
	SVZ	
Sperrmüll, gesamt	MVA	Standardwert für MVA aus Gewerbe mit Korrekturfaktor für Logistikkosten (Straßensammlung)
	Hochofen	Restmüll, Haushalte mit Korrekturfaktor für Logistikkosten (beides Holsystem, aber unterschiedliche Kosten)
	Zementofen	
	SVZ	
Sperrmüll, Rohre	MVA	Standardwert für MVA aus Gewerbe (Bringsystem)
	Hochofen	Gewerbeabfälle über private Entsorger, Rohre
	Zementofen	
	werkstofflich	
Gewerbeabfälle über private Entsorger, Autositze	MVA	Standardwert für MVA aus Gewerbe (Bringsystem)
	Hochofen	Sperrmüll, PUR
	Zementofen	
Gewerbeabfälle über private Entsorger, Kunststoffe, gesamt	MVA	Standardwert für MVA aus Gewerbe (Bringsystem)
	Hochofen	Gewerbeabfälle über private Entsorger, Rohre
	Zementofen	
		SVZ

Die obige Tabelle stellt die Übertragungen von Kostenberechnungen dar. Gegenübergestellt sind die abgeleiteten bzw. übertragenen und die dazu herangezogenen, berechneten Entsorgungsoptionen. Es bleibt zu berücksichtigen, dass die Übertragung nur näherungsweise Ergebnisse liefern kann, auf dieser Basis aber zumindest Aussagen mit einem orientierenden Charakter getroffen werden können.

2 Wesentliche Grundlagen: Ökonomische Betrachtung

Verwertungs- bzw. Entsorgungsweg	Gesamt- menge in t	Erfasste Menge in t	Logistik- kosten in € / t erfasste Menge	Prozess- kosten in € / t erfasste Menge	Logistik- kosten- anteil	Gesamt- kosten in € / t erfasste Menge	Erlöse in € / t erfasste Menge	Gesamt- kosten minus Erlös in €/t
RestmüllHH/ KS gesamt/ werkstofflich	595.000	476.000	263	402	40%	665	99	567
RestmüllHH/ KS gesamt/ MVA	595.000	595.000	150	150	50%	300	0	300
RestmüllHH/ KS gesamt/ Zementofen	595.000	476.000	265	209	56%	474	0	474
RestmüllHH/ KS gesamt/ Hochofen	595.000	476.000	265	247	52%	512	0	512
RestmüllHH/ KS gesamt/ SVZ	595.000	476.000	266	267	50%	534	0	534
GW/ KS gesamt/ werkstofflich	402.000	321.600	28	264	10%	292	59	233
GW/ Rohre/ werkstofflich	17.000	13.600	54	247	18%	301	353	-52
GW/ Rohre/ MVA	17.000	17.000	67	150	31%	217	0	217
GW/ Rohre/ Zementofen	17.000	13.600	43	202	18%	245	0	245
GW/ Rohre/ Hochofen	17.000	13.600	43	218	16%	261	0	261
GW/ E&E-Gehäuse/ werkstofflich	30.000	24.000	80	246	25%	326	572	-246
GW/ Kabelabfälle/ werkstofflich	15.000	12.000	22	401	5%	423	383	39
Schredderbetriebe/KS gesamt/ Hochofen	112.000	112.000	10	270	4%	280	0	280
Schredderbetriebe/KS gesamt/ Zementofen	112.000	112.000	10	252	4%	262	0	262
Schredderbetriebe/KS gesamt/ SVZ	112.000	112.000	19	317	6%	335	0	335
GW/ PUR-Sitze-Altauto/ werkstofflich	11.000	11.000	87	1.256	6%	1.343	458	885
Sperrmüll/ PUR/ werkstofflich	30.000	28.500	105	840	11%	946	472	474
Sperrmüll/ PUR/ MVA	30.000	30.000	67	150	31%	217	0	217
Sperrmüll/ PUR/ Zementofen	30.000	28.500	86	208	29%	293	0	293
Sperrmüll/ PUR/ Hochofen	30.000	28.500	86	260	25%	345	0	345

In obiger Tabelle sind die Ergebnisse der ökonomischen Untersuchung der Verwertungsoptionen dargestellt, bezogen auf die erfassbare Menge der Verwertungsoptionen. Diese werden in den folgenden Graphiken den ökologischen Ergebnissen gegenübergestellt, aus Gründen der Vergleichbarkeit allerdings auf Grundlage der Verwertungs- und Entsorgungskosten des gesamten Stoffstromes einer Verwertungsoption.

3 Zusammenfassende Darstellung der Ergebnisse der untersuchten Entsorgungsoptionen

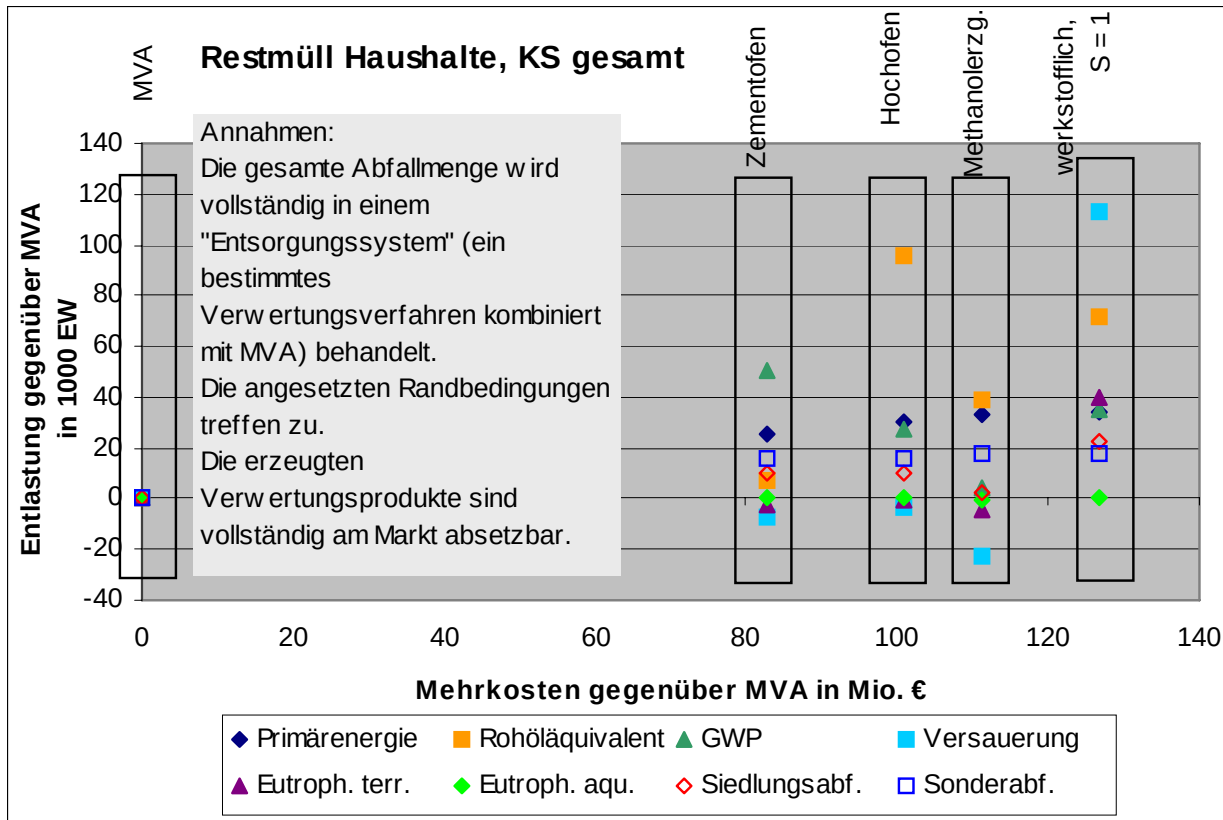
Eine rein verbale und qualitative Interpretation und Verknüpfung der ökonomischen und ökologischen Ergebnisse liefert im vorliegenden Fall u.a. aufgrund mehrerer jeweils zu betrachtender Entsorgungswege keine ausreichenden bzw. nur schwer einzuordnende Ergebnisse.

Deswegen wird im Folgenden eine quantitative Auswertung als Hilfestellung für den Nutzer versucht. Zunächst werden in graphischer Form die Umweltentlastung einer jeden Entsorgungsoption sowie ihre Mehr- oder Minderkosten jeweils gegenüber der MVA dargestellt. Aus Gründen der Vergleichbarkeit werden hierzu die Kosten für den gesamten Stoffstrom einer Entsorgungsoption berücksichtigt, also auch die Entsorgungskosten (MVA), die für die Entsorgung der nicht erfassbaren Mengen eines betrachteten Stoffstroms anfallen.

Damit werden die ökologischen Ergebnisse in den einzelnen Wirkungskategorien und die ökonomischen Ergebnisse der Teilberichte gemeinsam in einer Graphik dargestellt.

So lassen sich innerhalb der jeweiligen Kombinationen Fraktion/Anfallort und Entsorgungssystem – aber auch im Vergleich mehrerer Fraktionen – die Kosten und die Umweltentlastungsfaktoren je Wirkungskategorie ablesen.

3.1 Kunststoffabfälle aus dem Haushaltsrestmüll, Kunststoffe (KS) gesamt



Erläuterungen:

Über den Mehrkosten gegenüber MVA werden die ökologischen Entlastungen (+) bzw. Mehrbelastungen (-) gegenüber MVA (jeweils für die Basisvarianten) aufgetragen. Die einzelnen Verfahren ordnen sich gemäß ihren Kosten entlang der x-Achse.

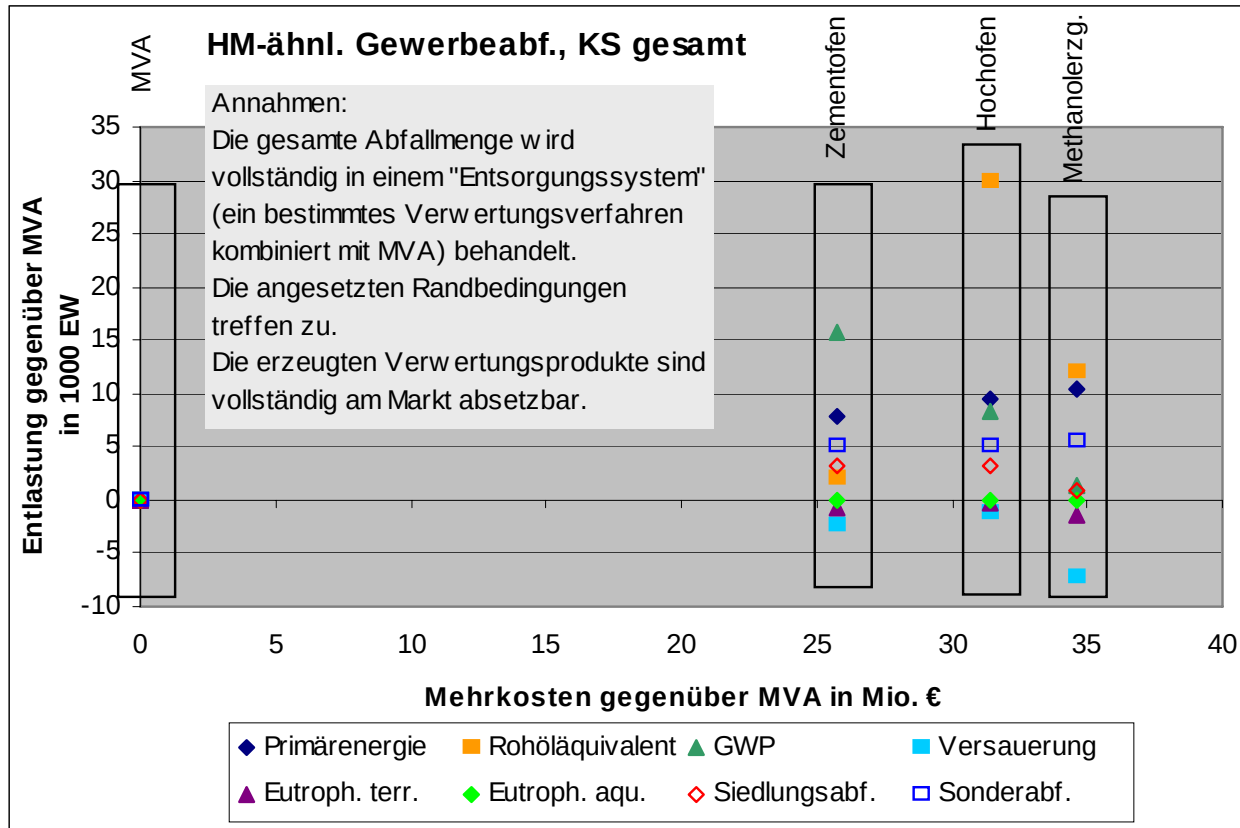
Vorteile für die werkst. Verwertung ergeben sich bei dieser Fraktion bei Versauerung und Eutrophierung. Bei anderen Kategorien haben andere Verwertungsverfahren Vorteile oder liegen gleichauf (d.h. auf einer Ursprungsgeraden).

Z.B. liegen bzgl. Primärenergiebedarf alle Verfahren auf einer gedachten Geraden mit einer „Steigung“ von etwa 30 EW Entlastung pro 100.000 € Mehrkosten gegenüber MVA (pro EW Entlastung also ca. 3.300 €). Für die Versauerung ergeben sich dagegen teilweise zusätzliche Belastung (z.B. bei Methanolerzeugung, insbesondere hier können andere Randbedingungen großen Einfluss haben, vgl. Sensitivitätsanalysen). Beim Rohöläquivalent ist der Hochofen mit ca. 1.000 € pro EW und beim GWP der Zementofen mit etwa 1.600 € pro EW das günstigste Verfahren.

Eindeutige Vorteile für ein bestimmtes Verfahren lassen sich nicht ableiten.

Neben der Ableitung von Effizienzen bzw. Vermeidungskosten erlaubt die Darstellung auch eine Beurteilung der absoluten Effekte. Das kann relevant werden, wenn zwar die Kosten eines Verfahrens sehr gering wären, dafür aber auch nur geringe Umweltentlastungen damit verbunden wären.

3.2 Kunststoffabfälle aus dem hausmüllähnlichen Gewerbeabfall, Kunststoffe (KS) gesamt



Erläuterungen:

Über den Mehrkosten gegenüber MVA werden die ökologischen Entlastungen (+) bzw. Mehrbelastungen (-) gegenüber MVA (jeweils für die Basisvarianten) aufgetragen. Die einzelnen Verfahren ordnen sich gemäß ihren Kosten entlang der x-Achse.

Bzgl. Primärenergiebedarf liegen alle Verfahren auf einer gedachten Gerade mit einer „Steigung“ von etwa 10 EW Entlastung pro 35.000 € Mehrkosten gegenüber MVA (pro EW Entlastung also ca. 3.500 €). Für das Rohöl-äquivalent ergeben sich dagegen Werte zwischen ca. 10.000 € (Zementofen) und 1.000 € (Hochofen) pro EW. Beim GWP ist der Zementofen mit etwa 1.600 €/EW das günstigste Verfahren.

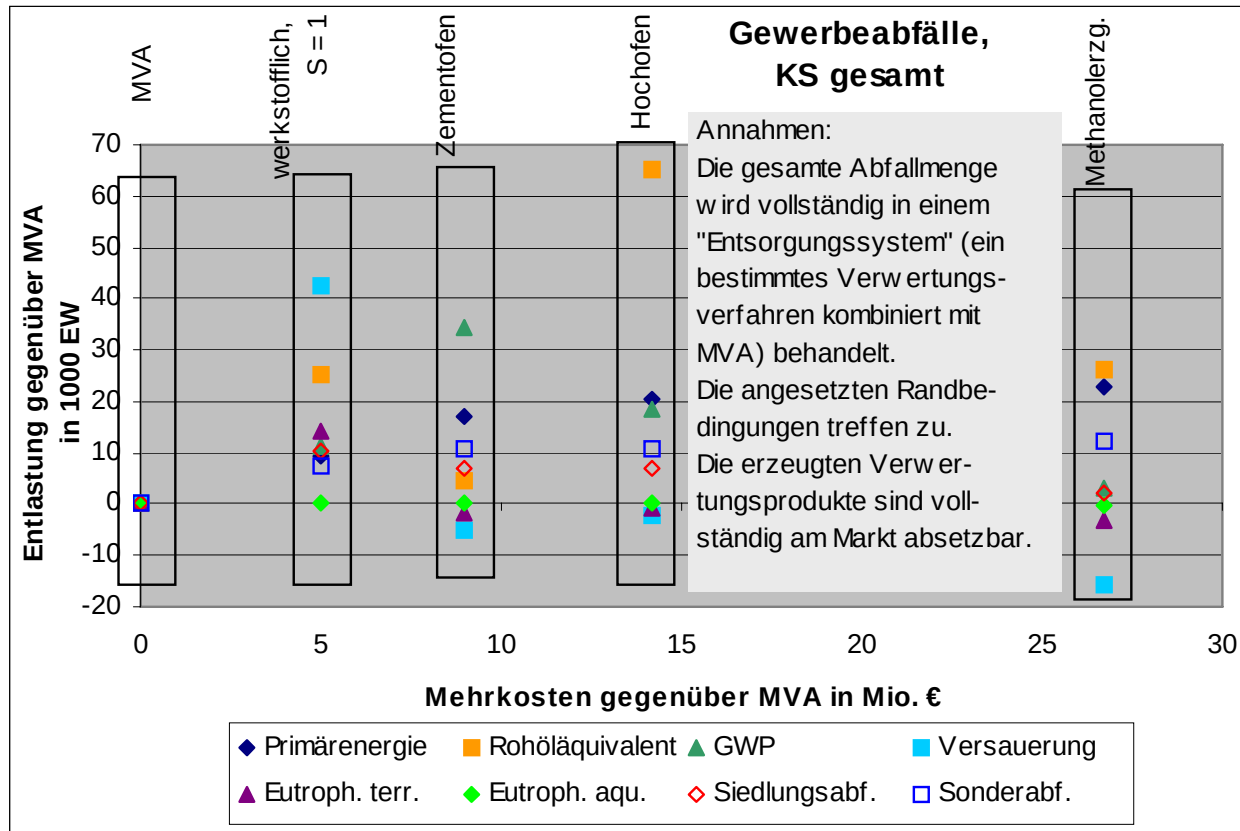
Zu beachten ist, dass hier nur die Basisvarianten ausgewertet sind. Wie die Sensitivitätsanalysen zeigen, können andere Randbedingungen das Ergebnis durchaus signifikant beeinflussen.

Eindeutige Vorteile für ein bestimmtes Verfahren lassen sich nicht ableiten.

(Hinweis: Eine werkstoffliche Verwertung wurde für diese Fraktion nicht untersucht.)

Neben der Ableitung von Effizienzen bzw. Vermeidungskosten erlaubt die Darstellung auch eine Beurteilung der absoluten Effekte. Das kann relevant werden, wenn zwar die Kosten eines Verfahrens sehr gering wären, dafür aber auch nur geringe Umweltentlastungen damit verbunden wären.

3.3 Kunststoffabfälle aus dem gemischten Gewerbeabfall, Kunststoffe (KS) gesamt



Erläuterungen:

Über den Mehrkosten gegenüber MVA werden die ökologischen Entlastungen (+) bzw. Mehrbelastungen (-) gegenüber MVA (jeweils für die Basisvarianten) aufgetragen. Die einzelnen Verfahren ordnen sich gemäß ihren Kosten entlang der x-Achse.

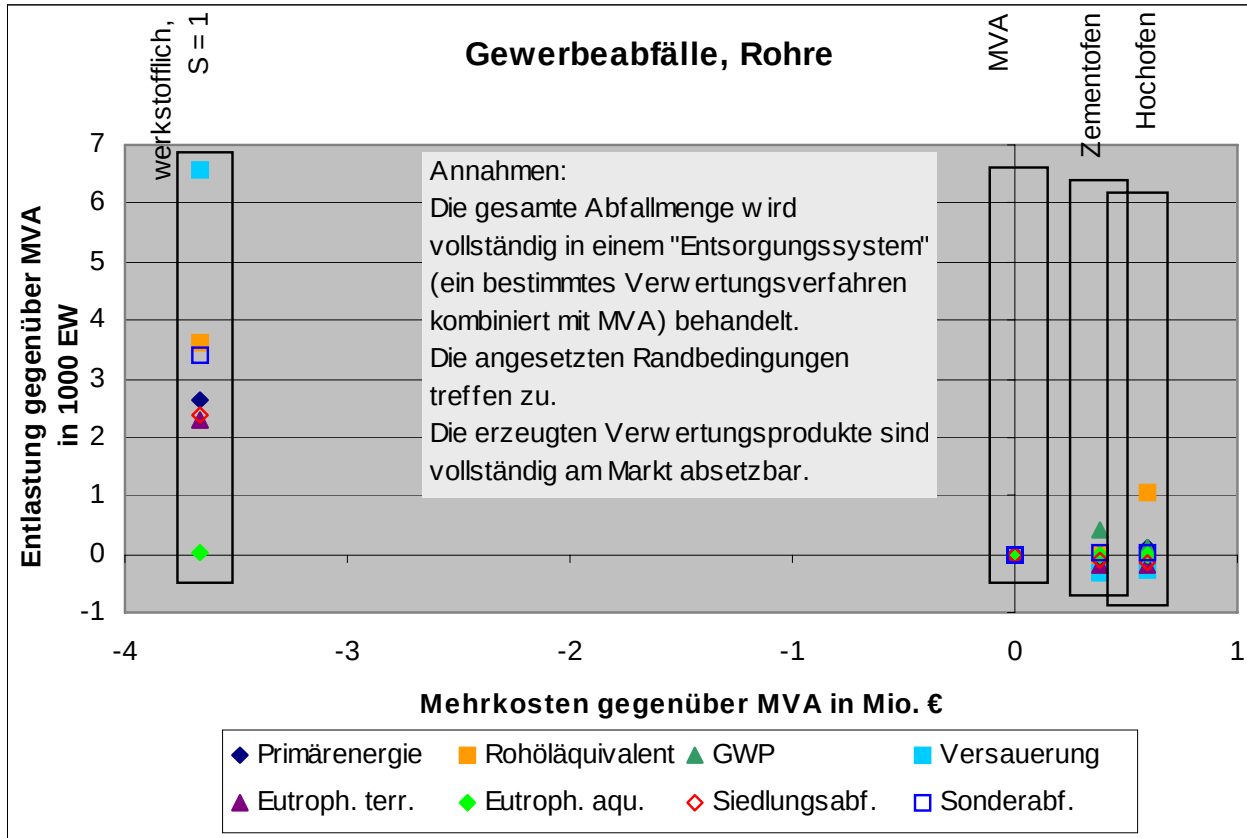
Vorteile für die werkst. Verwertung ergeben sich bei dieser Fraktion wieder bei Versauerung und Eutrophierung. Bei anderen Kategorien haben andere Verwertungsverfahren Vorteile oder liegen gleichauf.

Bzgl. Primärenergiebedarf liegen werkstoffliche Verwertung, Zementofen und Hochofen auf einer gedachten Gerade mit etwa 20EW Entlastung pro 12.000 € Mehrkosten gegenüber MVA (600€/EW). Für die Versauerung ergeben sich zusätzliche Belastungen beim Zement- und Hochofen sowie bei der Methanolerzeugung, für die werkstoffliche Verwertung errechnen sich ca. 100 €/EW. Beim Rohöläquivalent sind der Hochofen und die werkstoffliche Verwertung mit ca. 200 €/EW und beim GWP der Zementofen mit ebenfalls etwa 250 €/EW die günstigsten Verfahren. Die Ergebnisse der Sensitivitätsanalysen sind zu beachten.

Eindeutige Vorteile für ein bestimmtes Verfahren lassen sich nicht ableiten.

Neben der Ableitung von Effizienzen bzw. Vermeidungskosten erlaubt die Darstellung auch eine Beurteilung der absoluten Effekte. Das kann relevant werden, wenn zwar die Kosten eines Verfahrens sehr gering wären, dafür aber auch nur geringe Umweltentlastungen damit verbunden wären.

3.4 Kunststoffabfälle aus dem gemischten Gewerbeabfall, Kunststoffrohre



Erläuterungen:

Über den Mehrkosten gegenüber MVA werden die ökologischen Entlastungen (+) bzw. Mehrbelastungen (-) gegenüber MVA (jeweils für die Basisvarianten) aufgetragen. Die einzelnen Verfahren ordnen sich gemäß ihren Kosten entlang der x-Achse.

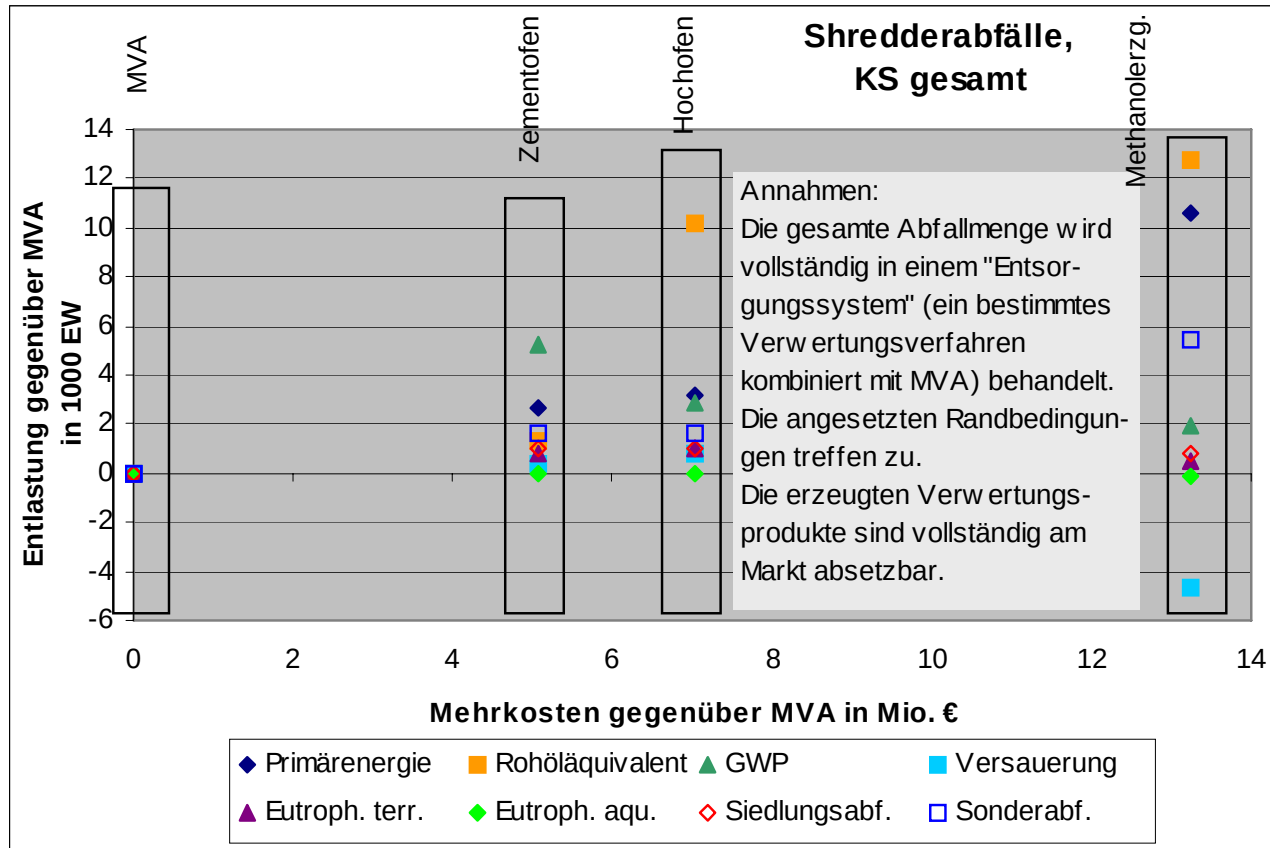
Die werkst. Verwertung führt zu Umweltentlastungen in allen Kategorien bei gleichzeitig geringerem ökonomischen Aufwand als die MVA und die anderen untersuchten Optionen.

Die werkstoffliche Verwertung ist daher bei den zugrundegelegten Randbedingungen (bzgl. Substitutionsfaktor, Technik und Markt) zu favorisieren. Die anderen Verwertungswege sind aber ergänzend zu sehen, wenn nicht alle Rohre werkstofflich verwertet werden können (z.B. wegen Spezifikationen bzw. Erschöpfung der (Markt)Kapazitäten) oder die angesetzten Randbedingungen (z.B. S = 1) nicht zutreffen.

(Hinweis: Die Methanolerzeugung wurde für diese Fraktion nicht untersucht.)

Neben der Ableitung von Effizienzen bzw. Vermeidungskosten erlaubt die Darstellung auch eine Beurteilung der absoluten Effekte. Das kann relevant werden, wenn zwar die Kosten eines Verfahrens sehr gering wären, dafür aber auch nur geringe Umweltentlastungen damit verbunden wären.

3.5 Kunststoffabfälle aus der Shredderleichtfraktion, Kunststoffe (KS) gesamt



Erläuterungen:

Über den Mehrkosten gegenüber MVA werden die ökologischen Entlastungen (+) bzw. Mehrbelastungen (-) gegenüber MVA (jeweils für die Basisvarianten) aufgetragen. Die einzelnen Verfahren ordnen sich gemäß ihren Kosten entlang der x-Achse.

Bzgl. Primärenergiebedarf liegen Zement- und Hochofen auf einer gedachten Gerade mit etwa 3 EW Entlastung pro 6.000 € Mehrkosten gegenüber MVA (2.000 €/EW). Günstiger liegt die Methanolerzeugung mit etwa 1.300 €/EW. Beim Rohöläquivalent ist der Hochofen mit ca. 700 €/EW und beim GWP der Zementofen mit etwa 1.000 €/EW das günstigste Verfahren.

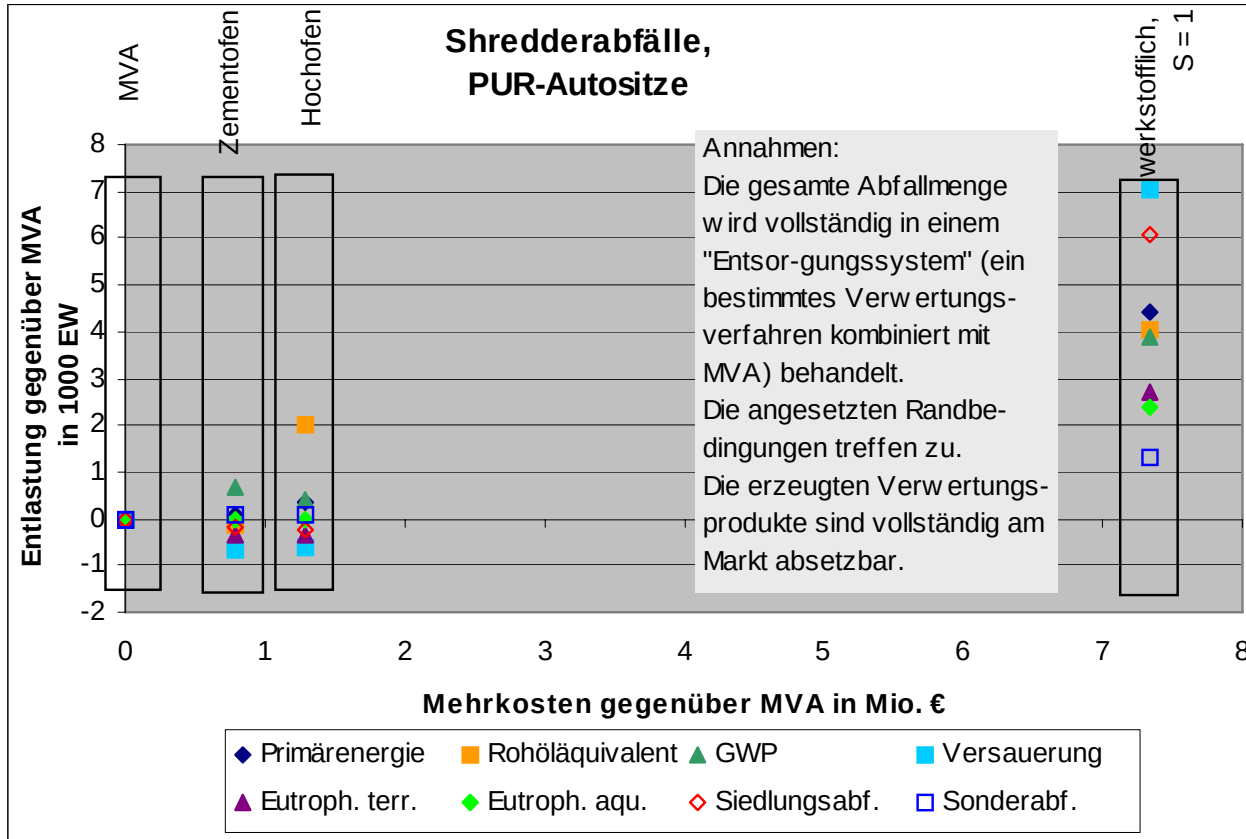
Zu beachten ist, dass hier nur die Basisvarianten ausgewertet sind. Wie die Sensitivitätsanalysen zeigen, können andere Randbedingungen das Ergebnis durchaus signifikant beeinflussen.

Eindeutige Vorteile für ein bestimmtes Verfahren lassen sich nicht ableiten.

(Hinweis: Eine werkst. Verwertung wurde für diese Fraktion nicht untersucht.)

Neben der Ableitung von Effizienzen bzw. Vermeidungskosten erlaubt die Darstellung auch eine Beurteilung der absoluten Effekte. Das kann relevant werden, wenn zwar die Kosten eines Verfahrens sehr gering wären, dafür aber auch nur geringe Umweltentlastungen damit verbunden wären.

3.6 Kunststoffabfälle aus der Shredderleichtfraktion, PUR-Autositze



Erläuterungen:

Über den Mehrkosten gegenüber MVA werden die ökologischen Entlastungen (+) bzw. Mehrbelastungen (-) gegenüber MVA (jeweils für die Basisvarianten) aufgetragen. Die einzelnen Verfahren ordnen sich gemäß ihren Kosten entlang der x-Achse.

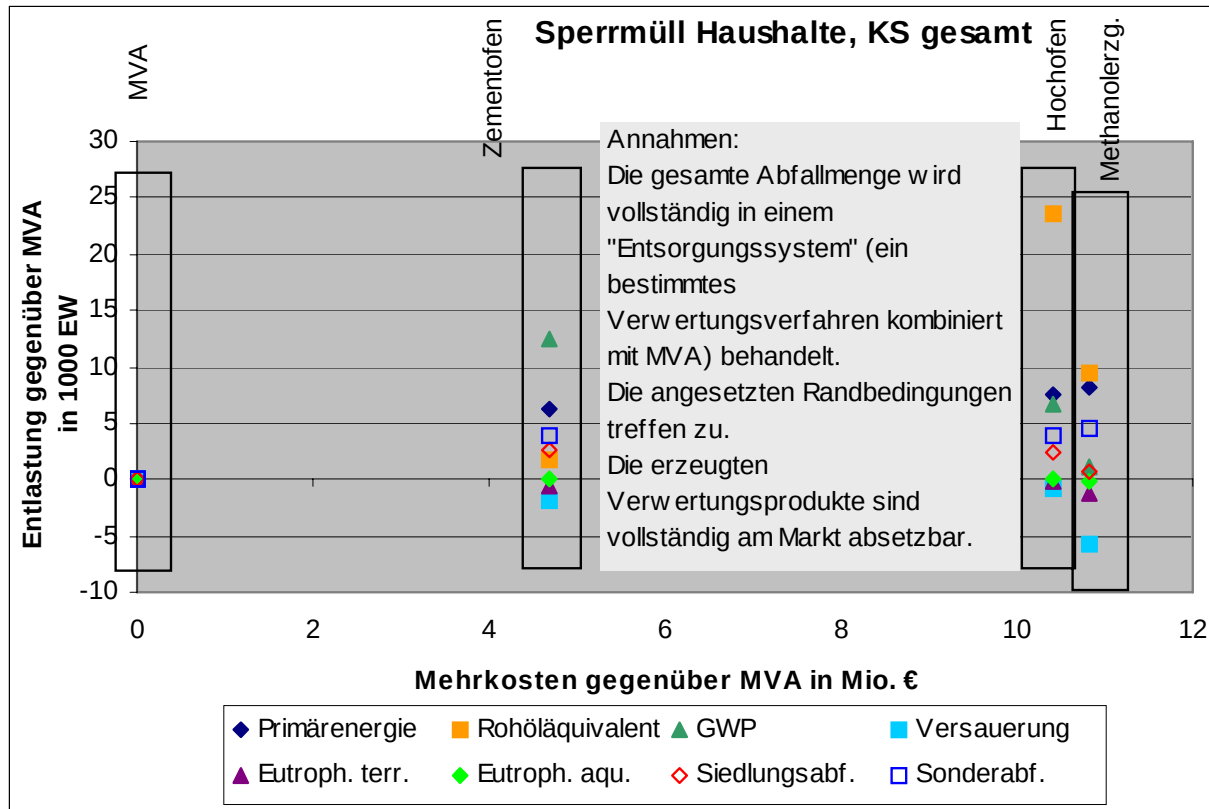
Die untersuchte werkstoffliche Verwertung verursacht zwar die höchsten Kosten, gleichzeitig sind aber die höchsten Umweltentlastungen zu erwarten. Die Effizienz der werkstofflichen Verwertung ist bei vielen Kategorien größer als die der anderen Verfahren.

Die werkstoffliche Verwertung ist daher unter dem Effizienzaspekt bei den zugrundegelegten Randbedingungen (bzgl. Substitutionsfaktor, Technik und Markt) tendenziell zu favorisieren. Die anderen Verwertungswege sind aber ergänzend zu sehen, wenn nicht alle Sitze werkstofflich verwertet werden können (z.B. wegen Spezifikationen bzw. Erschöpfung der (Markt)Kapazitäten) oder die angesetzten Randbedingungen (z.B. $S = 1$) nicht zutreffen. Es können außerdem andere Aspekte als die reine Effizienz eine Rolle spielen.

(Hinweis: Die Methanolerzeugung wurde für diese Fraktion nicht untersucht.)

Neben der Ableitung von Effizienzen bzw. Vermeidungskosten erlaubt die Darstellung auch eine Beurteilung der absoluten Effekte. Das kann relevant werden, wenn zwar die Kosten eines Verfahrens sehr gering wären, dafür aber auch nur geringe Umweltentlastungen damit verbunden wären.

3.7 Kunststoffabfälle aus Sperrmüll, Kunststoffe (KS) gesamt



Erläuterungen:

Über den Mehrkosten gegenüber MVA werden die ökologischen Entlastungen (+) bzw. Mehrbelastungen (-) gegenüber MVA (jeweils für die Basisvarianten) aufgetragen. Die einzelnen Verfahren ordnen sich gemäß ihren Kosten entlang der x-Achse.

Bzgl. Primärenergiebedarf liegen die Verfahren zwischen 800 (Zementofen) und 1.400 €/EW. Für das Rohöläquivalent ergeben sich dagegen Werte zwischen ca. 3.000 € (Zementofen) und 400 (Hochofen) pro EW. Beim GWP ist der Zementofen mit etwa 400 € pro EW das günstigste Verfahren.

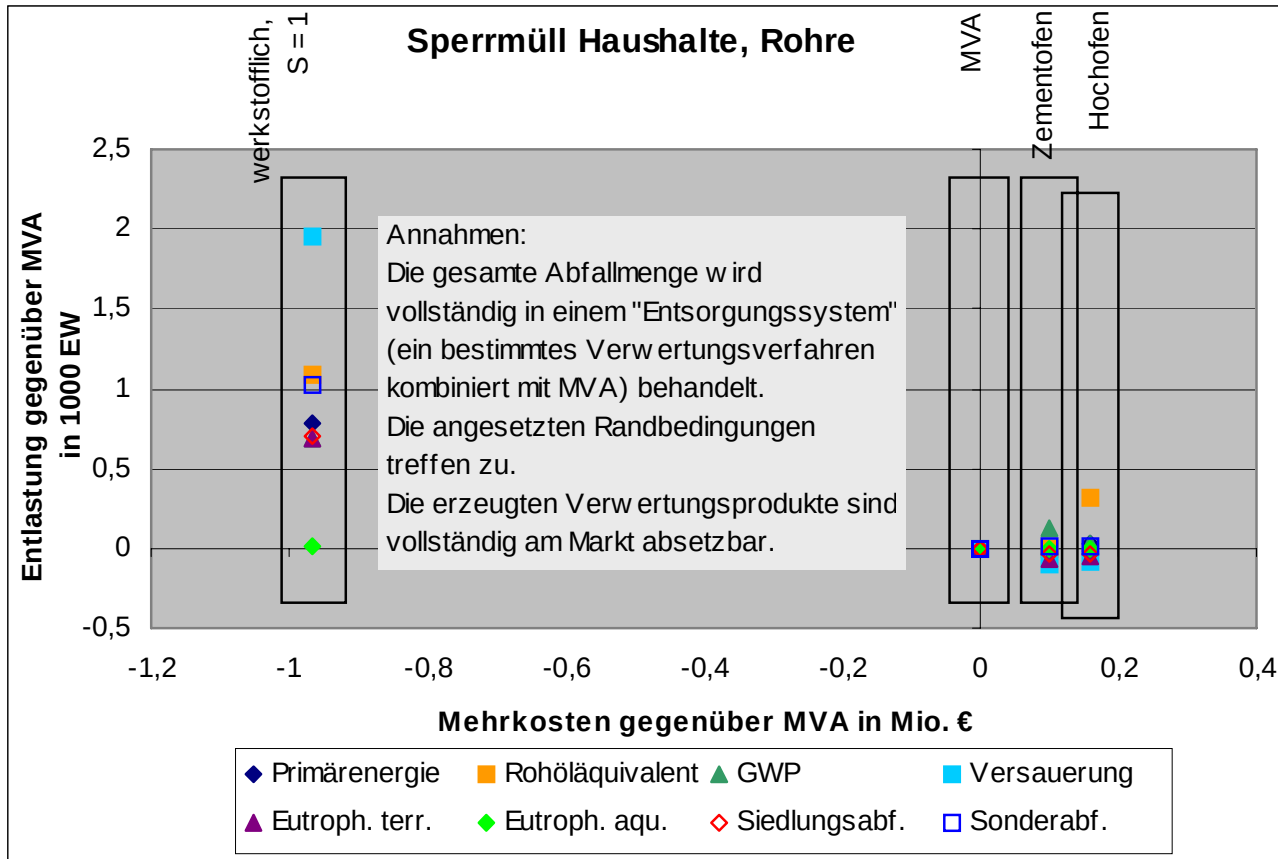
Zu beachten ist, dass hier nur die Basisvarianten ausgewertet sind. Wie die Sensitivitätsanalysen zeigen, können andere Randbedingungen das Ergebnis durchaus signifikant beeinflussen.

Eindeutige Vorteile für ein bestimmtes Verfahren lassen sich nicht ableiten.

(Hinweis: Eine werkstoffliche Verwertung wurde für diese Fraktion nicht untersucht.)

Neben der Ableitung von Effizienzen bzw. Vermeidungskosten erlaubt die Darstellung auch eine Beurteilung der absoluten Effekte. Das kann relevant werden, wenn zwar die Kosten eines Verfahrens sehr gering wären, dafür aber auch nur geringe Umweltentlastungen damit verbunden wären.

3.8 Kunststoffabfälle aus Sperrmüll, Kunststoffrohre



Erläuterungen:

Über den Mehrkosten gegenüber MVA werden die ökologischen Entlastungen (+) bzw. Mehrbelastungen (-) gegenüber MVA (jeweils für die Basisvarianten) aufgetragen. Die einzelnen Verfahren ordnen sich gemäß ihren Kosten entlang der x-Achse.

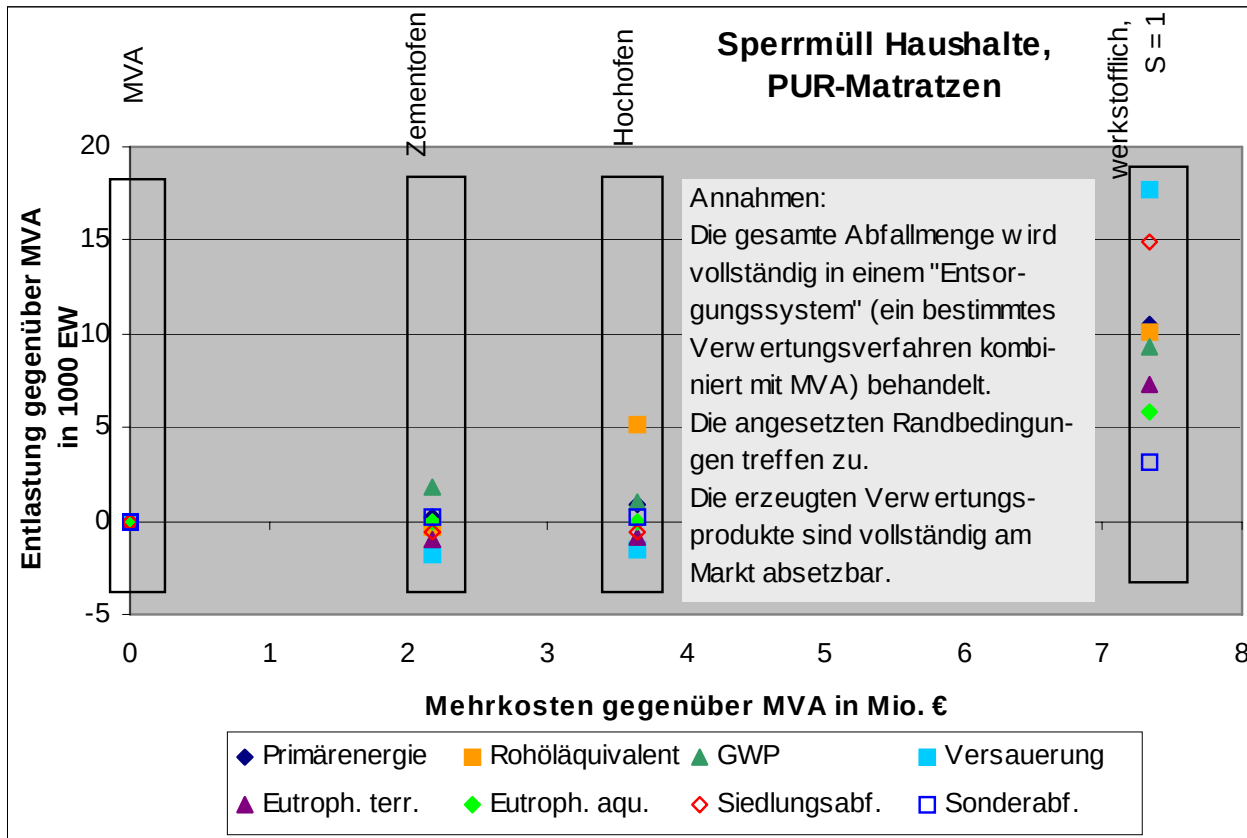
Die werkst. Verwertung führt zu Umweltentlastungen in allen Kategorien bei gleichzeitig geringerem ökonomischen Aufwand als die MVA und die anderen untersuchten Optionen.

Die werkstoffliche Verwertung ist daher bei den zugrundegelegten Randbedingungen (bzgl. Substitutionsfaktor, Technik und Markt) zu favorisieren. Die anderen Verwertungswege sind aber ergänzend zu sehen, wenn nicht alle Rohre werkstofflich verwertet werden können (z.B. wegen Spezifikationen bzw. Erschöpfung der (Markt)Kapazitäten) oder die angesetzten Randbedingungen (z.B. S = 1) nicht zutreffen.

(Hinweis: Die Methanolerzeugung wurde für diese Fraktion nicht untersucht.)

Neben der Ableitung von Effizienzen bzw. Vermeidungskosten erlaubt die Darstellung auch eine Beurteilung der absoluten Effekte. Das kann relevant werden, wenn zwar die Kosten eines Verfahrens sehr gering wären, dafür aber auch nur geringe Umweltentlastungen damit verbunden wären.

3.9 Kunststoffabfälle aus Sperrmüll, PUR-Matratzen/Polster



Erläuterungen:

Über den Mehrkosten gegenüber MVA werden die ökologischen Entlastungen (+) bzw. Mehrbelastungen (-) gegenüber MVA (jeweils für die Basisvarianten) aufgetragen. Die einzelnen Verfahren ordnen sich gemäß ihren Kosten entlang der x-Achse.

Die untersuchte werkstoffliche Verwertung verursacht zwar die höchsten Kosten, gleichzeitig sind aber die höchsten Umweltentlastungen zu erwarten. Die Effizienz der werkstofflichen Verwertung ist bei vielen Kategorien größer als die der anderen Verfahren.

Die werkstoffliche Verwertung ist daher unter dem Effizienzaspekt bei den zugrundegelegten Randbedingungen (bzgl. Substitutionsfaktor, Technik und Markt) tendenziell zu favorisieren. Die anderen Verwertungswege sind aber ergänzend zu sehen, wenn nicht alle Polster werkstofflich verwertet werden können (z.B. wegen Spezifikationen bzw. Erschöpfung der (Markt)Kapazitäten) oder die angesetzten Randbedingungen (z.B. $S = 1$) nicht zutreffen. Es können außerdem andere Aspekte als die reine Effizienz eine Rolle spielen.

(Hinweis: Die Methanolerzeugung wurde für diese Fraktion nicht untersucht.)

Neben der Ableitung von Effizienzen bzw. Vermeidungskosten erlaubt die Darstellung auch eine Beurteilung der absoluten Effekte. Das kann relevant werden, wenn zwar die Kosten eines Verfahrens sehr gering wären, dafür aber auch nur geringe Umweltentlastungen damit verbunden wären.

3.10 Kunststoffabfälle aus dem gemischten Gewerbeabfall, Kabel und E&E-Gehäuse

Kabelabfälle:

Für eine werkstoffliche Verwertung ergeben sich gegenüber der Entsorgung in der MVA Umweltentlastungen (Ausnahme: terrestrische Eutrophierung). Gleichzeitig reduziert sich der ökonomische Aufwand. Da andere Verwertungsverfahren gem. vereinbartem Untersuchungsumfang nicht untersucht wurden, kann eine Einordnung gegenüber solch anderen Verfahren nicht vorgenommen werden.

E&E-Gehäuse:

Hier ergeben sich für eine werkstoffliche Verwertung gegenüber der Entsorgung in der MVA Umweltentlastungen in allen Kategorien. Gleichzeitig reduziert sich auch hier der ökonomische Aufwand. Andere Verfahren als MVA und werkstoffliche Verwertung wurden nicht betrachtet, so dass ein Vergleich unterbleiben muss.

4 Wesentliche Ergebnisse: Ökonomische Betrachtung

- Aus finanzieller Sicht sind nur wenige Verwertungsverfahren günstiger zu beurteilen als die „Basisvariante“ Entsorgung über die MVA.
- Ohne neue Rahmenbedingungen sind ökonomisch umsetzbar nur die Varianten, die zumindest ansatzweise in der Realität bereits eingeführt sind. (Kabel, Folien, Rohre, E&E-Gehäuse etc.).
- Gemischte Fraktionen sind teurer im Gesamtprozess und aufgrund der beschriebenen Unsicherheiten (Anlagekapazitäten, Rezyklatqualität, Aufnahmefähigkeit des Marktes) zumindest nicht in einer Verwertungsvariante allein sinnvoll.
- Im Bereich der Kunststoffe aus Haushalten sind alle Entsorgungsalternativen mit deutlich höheren Kosten als die derzeitigen Entsorgungswege verbunden.
- Eine werkstoffliche Verwertung der gemischten Kunststofffraktion aus Haushalten stellt keine ökonomisch sinnvolle Variante dar; sie ist mit den höchsten Verwertungskosten verbunden, die Rezyklatqualität ist in Relation zur angebotenen Menge problematisch.
- Die Verwertung von gemischten Kunststoffen aus dem Gewerbe schneidet unter Kostengesichtspunkten zwar günstiger ab als die Verwertung von Kunststoffen aus Haushalten, ist aufgrund der bereits derzeit verwerteten Mengen allerdings in der Realisierung problematischer.
- Auch die rohstofflichen Verfahren sind deutlich teurer als die Entsorgung über die MVA.

4 Wesentliche Ergebnisse: Ökologische Betrachtung

- Es gibt kein Verfahren, welches den anderen Alternativen generell, d.h. für alle Anfallorte und alle Fraktionen und alle Kategorien, überlegen ist.
- Bei hoher Energienutzung kann auch die MVA eine sinnvolle „Verwertungs“-Alternative sein.
- Die Erhöhung der Verwertung ist aus ökologischer Sicht prinzipiell anzustreben. Es sollte eine möglichst große Menge einer Verwertung zugeführt werden.
- Entsorgungswege mit sehr großem Aufbereitungsaufwand und/oder großen Einschränkungen aus Gründen der Spezifikation sollten vermieden werden.
- In einem Gesamtkonzept zur Erhöhung der Verwertung sind unterschiedliche Verfahren parallel zu berücksichtigen.
- Die Randbedingungen bestimmen den jeweils sinnvollsten Verwertungsmix. Deswegen können je nach Anfallort und Fraktion die jeweils optimalen Lösungen unterschiedlich aussehen.
- Vor dem Hintergrund der Ausschreibung zu diesem Vorhaben wird folgend auf die werkstoffliche Verwertung abgehoben. Diese erscheint aus ökologischer Sicht für gut identifizierbare und leicht und sauber aus dem gesamten Kunststoffabfallaufkommen abtrennbare Fraktionen sinnvoll, mit deren Abtrennung gleichzeitig eine (Vor)Sortierung nach Kunststoffarten stattfindet.
- Die Untersuchungsergebnisse legen nahe, dass für die Fraktionen Rohre und PUR-Schäume eine getrennte Erfassung mit anschließender werkstofflicher Verwertung durchaus sinnvoll sein kann. Gleiches ist auch für andere Fraktionen denkbar, mit den vorliegenden Ergebnissen aber nicht belegbar.

5 Wesentliche Aussagen aus der Gegenüberstellung Ökonomie - Ökologie

- Ein höherer finanzieller Einsatz hat nicht zwingend höhere Umweltentlastungen zur Folge.
- Je nach Anfallort, betrachteter Kategorie oder Fraktion kann ein anderes Verfahren günstig sein.
- Entscheidungen im Einzelfall sollten immer auch die jeweils vorliegenden Randbedingungen berücksichtigen.
- Eine weitergehende Verdichtung der durchgeführten grafischen Gegenüberstellung von Ökonomie und Ökologie in „günstig“ oder „ungünstig“ hängt auch von subjektiven Einordnungen, z.B. der Bedeutung der Wirkungskategorien, ab. Je nach Priorisierung einer ökologischer Kategorie können sich unterschiedliche Aussagen ergeben.
- Zur Einordnung der hier gefundenen Ergebnisse sollten auch die Umweltentlastungspotentiale und die damit verbundenen Kosten in anderen Wirtschaftsbereichen berücksichtigt werden.